

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES ET ÉCOTOXICOLOGIQUES AUTOUR DU LIEU D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUE À SAINT-NICÉPHORE

par
Jessie Ménard

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement
en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)

Sous la direction de Monsieur Raymond Van Coillie

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Mai 2013

SOMMAIRE

Mots clés : toxicologie, écotoxicologie, risque, métaux, eaux souterraines, lieu d'enfouissement technique, Saint-Nicéphore

Le suivi environnemental de 2011 des eaux souterraines au lieu d'enfouissement technique à Saint-Nicéphore et les campagnes d'échantillonnage et d'analyse de la qualité de l'eau potable chez les voisins du site ont montré un dépassement des critères normés pour certains métaux. Dans ce contexte, une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques a été entreprise; l'arsenic, le cadmium, le chrome, le manganèse, le nickel, le plomb et le zinc sont les métaux retenus.

En premier lieu, l'essai présente une revue de littérature sur chacun des sept métaux concernés. Parmi ces derniers, cinq métaux présentent un potentiel cancérigène, soit l'arsenic, le cadmium, le chrome, le nickel et le plomb. En second lieu, une brève description de la cueillette des données a permis de localiser l'emplacement de la prise de ces données par rapport au site. En troisième lieu, une comparaison entre les données de terrain et les critères normés évalue des dépassements de norme.

L'évaluation du risque toxicologique a permis d'identifier que l'arsenic contenu dans l'eau potable présente un potentiel de risque non cancérigène pour toutes les classes d'âges exposées et une présence d'effet cancérigène pour une exposition à vie à ce métal. L'évaluation du risque écotoxicologique n'a montré aucun risque écotoxicologique formel pour le campagnol des champs, le raton laveur et le tamia rayé, lesquels constituent les trois récepteurs fauniques retenus pour ce type d'évaluation.

Comme il n'a pas été possible de conclure que la contamination d'arsenic des eaux souterraines provient des activités effectuées au site d'enfouissement, la prévention par la poursuite des campagnes d'échantillonnage et d'analyse des eaux de puits privés constitue la principale suggestion émise.

Malgré des incertitudes explicitées pendant cette évaluation, un risque formel d'arsenic est bel et bien apparent et celui-ci nécessite une attention particulière.

REMERCIEMENTS

La réalisation de cet essai n'aurait pu être possible sans l'accord, la participation et le dévouement de mon directeur d'essai, Monsieur Raymond Van Coillie. Je tiens particulièrement à le remercier pour son aide inestimable, pour ses précieux conseils et sa grande disponibilité tout au long de ce projet. Je suis très reconnaissante des efforts qu'il a déployés pour déclencher mon essai, vu son commencement particulier. Je garde un excellent souvenir de notre collaboration.

Un merci spécial à Madame Germaine Van Coillie qui a eu la gentillesse de réviser l'ensemble de mon essai. Sa grande amabilité est inoubliable, ce fut une rencontre charmante.

J'aimerais également remercier Monsieur Ghislain Lacombe, ingénieur et directeur de l'ingénierie et de l'environnement chez *Waste Management Quebec inc.*, pour m'avoir permis d'utiliser leurs données et pour la visite personnalisée de l'ensemble des installations du lieu d'enfouissement technique à Saint-Nicéphore, laquelle fut très enrichissante.

Un merci particulier à ma mère pour le temps qu'elle a accordé à la révision de mes textes et pour son opinion externe, toujours avec patience et gentillesse.

Je ne pourrais conclure sans dire merci à ma famille et mes amis proches pour leurs encouragements constants et la compréhension dont ils ont fait preuve pendant tout mon parcours académique.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. MISE EN CONTEXTE	4
1.1 Description du lieu d'enfouissement technique de Saint-Nicéphore	4
1.2 Installations du site	5
1.3 Problématique	7
2. PROFIL TOXICOLOGIQUE DES CONTAMINANTS CONCERNÉS	9
2.1 Arsenic	9
2.2 Cadmium.....	12
2.3 Chrome	15
2.4 Manganèse.....	18
2.5 Nickel.....	20
2.6 Plomb.....	23
2.7 Zinc	26
3. CUEILLETTE DES DONNÉES	29
4. ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES	34
4.1 Estimation de la source de contamination	34
4.2 Calcul des expositions	34
4.3 Estimation des risques toxicologiques	37
4.3.1 Risques toxicologiques cancérogènes	37
4.3.2 Risques toxicologiques non cancérogènes	38
5. ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES	41
5.1 Facteurs déterminants	41
5.2 Récepteurs fauniques retenus.....	41
5.3 Expositions fauniques	42
5.3.1 Campagnol des champs	45
5.3.2 Raton laveur	47
5.3.3 Tamia rayé.....	49

5.4	Estimation des risques écotoxicologiques	50
6.	FACTEURS D'INCERTITUDE	53
6.1	Incertitudes liées à l'évaluation de risques toxicologiques	53
6.2	Incertitudes liées à l'évaluation de risques écotoxicologiques	53
7.	SUGGESTIONS	54
	CONCLUSION.....	55
	RÉFÉRENCES.....	56
	ANNEXE 1 - TENEUR EN MÉTAUX DANS LES PUITTS PRIVÉS VOISINS.....	65
	ANNEXE 2 – TENEUR EN MÉTAUX DANS LA NAPPE LIBRE DE SURFACE.....	66
	ANNEXE 3 – TENEUR EN MÉTAUX DANS LA NAPPE SEMI-CAPTIVE.....	67

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Topographie et écoulement des eaux du secteur de Saint-Nicéphore.....	5
Figure 3.1	Localisation des puits privés sélectionnés (encerclés) pour l'analyse de la qualité de l'eau potable aux environs du LET à Saint-Nicéphore.....	30
Figure 3.2	Localisation des puits d'observation sélectionnés pour l'analyse des teneurs métalliques de la nappe libre de surface au LET à Saint-Nicéphore.....	31
Figure 3.3	Localisation des puits d'observation sélectionnés pour l'analyse des teneurs métalliques de la nappe semi-captive au LET à Saint-Nicéphore.....	32

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1	Principales améliorations sur le LET à Saint-Nicéphore	6
Tableau 3.1	Concentrations moyennes des puits privés par rapport aux normes de qualité de l'eau potable établies par le RQEP et Santé Canada.	33
Tableau 3.2	Concentrations moyennes des piézomètres par rapport aux normes de qualité des eaux souterraines établies par le REIMR.	33
Tableau 4.1	Valeurs relatives aux calculs de la LSIC 95 pour les métaux sélectionnés dans les puits privés	35
Tableau 4.2	Poids corporel et consommation d'eau estimés selon les classes d'âges	35
Tableau 4.3	Estimations des doses d'arsenic ingérées selon les classes d'âges	36
Tableau 4.4	Estimations des doses de manganèse ingérées selon les classes d'âges.....	36
Tableau 4.5	Valeurs relatives au risque de cancer pour l'arsenic	38
Tableau 4.6	Valeurs toxicologiques de référence de l'arsenic et du manganèse pour une exposition par voie orale	39
Tableau 4.7	Indices de risque non cancérigène calculés par métaux	40
Tableau 5.1	Valeurs des LSIC 95 des métaux sélectionnés dans la nappe libre de surface	43
Tableau 5.2	Valeurs des LSIC 95 des métaux sélectionnés dans la nappe semi-captive.....	43
Tableau 5.3	Critères normés applicables aux eaux souterraines dans la <i>Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés</i>	44
Tableau 5.4	Valeurs combinées des nappes d'eau souterraine par métal	45
Tableau 5.5	Expositions à des métaux chez le campagnol des champs à la suite d'une résurgence de la nappe libre de surface.....	46
Tableau 5.6	Expositions à des métaux chez le campagnol des champs à la suite d'une résurgence de la nappe semi-captive.....	46
Tableau 5.7	Expositions à des métaux chez le campagnol des champs à la suite d'une résurgence des nappes libre de surface et semi-captive	47
Tableau 5.8	Expositions à des métaux chez le raton laveur à la suite d'une résurgence de la nappe libre de surface.....	48
Tableau 5.9	Exposition à des métaux chez le raton laveur à la suite d'une résurgence de la nappe semi-captive.....	48

Tableau 5.10	Expositions à des métaux chez le raton laveur à la suite d'une résurgence des nappes libre de surface et semi-captive.....	48
Tableau 5.11	Expositions à des métaux chez le tamia rayé à la suite d'une résurgence de la nappe libre de surface.....	49
Tableau 5.12	Expositions à des métaux chez le tamia rayé à la suite d'une résurgence de la nappe semi-captive.....	49
Tableau 5.13	Expositions à des métaux chez le tamia rayé à la suite d'une résurgence des nappes libre de surface et semi-captive.....	50
Tableau 5.14	Valeurs de référence de chacun des métaux concernés.....	51
Tableau 5.15	Valeurs de référence de chacun des métaux concernés pour chacun des récepteurs choisis	51
Tableau 5.16	Valeurs des indices de risque par nappe, par métal et par récepteur.....	52

LISTE DES ACRONYMES ET DES SIGLES

AMMA	Acide méthylarsonique
ADMA	Acide diméthylarsinique
ATSDR	<i>Agency for Toxics Substances and Disease Registry</i>
BAPE	Bureau d'audiences publiques sur l'environnement
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CFER	Centre de formation en entreprise et récupération
CMPSATQ	Comité Médical Provincial en Santé au Travail du Québec
CNRC	Conseil national de recherches Canada
ÉÉRÉ	Évaluation de risque écotoxicologique
GIPSA	Groupement d'intérêt public Seine-Aval
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
INRS	Institut national de recherche et de sécurité
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i>
LET	Lieu d'enfouissement technique
LES	Lieu d'enfouissement sanitaire
LSIC 95	Limite supérieure d'intervalle de confiance avec 95 % de probabilités
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MMT	Méthylcyclopentadiényl manganèse tricarbonyle
REIMR	<i>Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles</i>
RBS	Réacteur biologique séquentiel
RDS	<i>Règlement sur les déchets solides</i>
RQEP	<i>Règlement sur la qualité de l'eau potable</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
USGS	<i>United States Geological Survey</i>
VTR	Valeur toxicologique de référence

WHO

World Health Organization

WM

Waste Management Quebec inc.

LISTE DES SYMBOLES

g	gramme
ha	hectare
IR _{nc}	indice de risque non cancérogène
j	jour
km	kilomètre
kg	kilogramme
L	litre
m	mètre
mg	milligramme
N ₁	valeur de référence pour les milieux naturels
N ₂	valeur de référence pour les usages résidentiel, récréatif et institutionnel
N/D	non disponible
p.c.	poids corporel
pH	potentiel d'hydrogène
µg	microgramme = 0,000 001 g = 10 ⁻⁶ g
µm	micromètre

LISTE DES SYMBOLES CHIMIQUES

As	Arsenic
Cd	Cadmium
Cr	Chrome
Mn	Manganèse
Ni	Nickel
Pb	Plomb
Zn	Zinc

INTRODUCTION

L'explosion démographique produite au cours des dernières décennies au Québec apporta une nouvelle problématique aux citoyens québécois; la gestion des matières résiduelles et leurs dispositions. En 2011, près de 5,9 millions de tonnes de matières résiduelles ont été éliminées (Recyc-Québec, 2012). Bien que Recyc-Québec (2012) observe une diminution du taux d'élimination des matières résiduelles, les sites d'enfouissement ont toutefois une capacité limitée et leur position, qui autrefois n'affectait pratiquement personne, se retrouve à potentiellement contaminer certains puits d'eau d'alimentation. Autrefois désignés comme étant des lieux d'enfouissement sanitaire (LES), ils ont été contrôlés par le *Règlement sur les déchets solides* (RDS) à partir de 1978 puis soumis, en 1993, à la *Loi sur l'établissement et l'agrandissement de certains lieux d'élimination des déchets*. Depuis l'entrée en vigueur en 2006 du *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles* (REIMR), tous les LES du Québec ont eu l'obligation de se conformer aux nouvelles normes applicables aux lieux d'enfouissement technique (LET), lesquelles rehaussent le niveau de sécurité en terme d'enfouissement. Néanmoins, des lieux peuvent présenter des défaillances puis affecter les eaux souterraines qui se trouvent à proximité. Cette situation devient plus problématique lorsque ces eaux sont consommées par des êtres humains et des espèces vivantes.

Le présent essai se situe dans ce contexte; son objectif principal est d'identifier des suggestions qui permettront d'adopter une gestion adéquate des eaux souterraines pour le secteur du LET à Saint-Nicéphore à partir des résultats obtenus lors de l'analyse. Les différentes étapes menant à l'élaboration de ces suggestions sont regroupées en trois objectifs spécifiques :

- 1) inventorier les métaux concernés dans les eaux souterraines et détailler les effets toxiques de ces substances;
- 2) évaluer les risques toxicologiques cancérogènes et non cancérogènes associés à une exposition aux métaux présents dans les eaux souterraines à la suite d'ingestion d'eau de puits;
- 3) déterminer les risques écotoxicologiques associés à une exposition aux métaux dans les eaux souterraines pour trois récepteurs fauniques.

L'ensemble de ce document comprend six chapitres dans lesquels sont explicités les objectifs spécifiques. Le premier chapitre renseigne sur l'emplacement et l'historique du site où se réalise l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques; une brève description de la problématique liée au secteur à l'étude y est également exposée.

Les métaux concernés dans cette évaluation et leur toxicologie générale sont présentés dans le deuxième chapitre de ce document. Pour chacun des métaux détaillés, il y a un aperçu des sources d'émission, du devenir de ces métaux dans l'environnement, des voies d'exposition possibles pour l'humain, des effets engendrés sur leur santé et des mécanismes d'élimination de l'organisme.

Le troisième chapitre présente les données utilisées dans les analyses toxicologiques et écotoxicologiques. Des précisions sur l'emplacement des lieux de prélèvements des échantillons et le positionnement des puits privés par rapport au LET à Saint-Nicéphore sont exposées. Une comparaison avec des critères normés est également fournie.

L'évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine est détaillée dans le quatrième chapitre. Sa première section identifie la situation pouvant mener à une exposition aux métaux concernés. Sa seconde section décrit les calculs nécessaires à l'obtention de résultats ainsi que les valeurs des doses ingérées selon les classes d'âges. Ce chapitre termine avec une estimation du risque toxicologique cancérigène et non cancérigène. La méthodologie appliquée pour ce type d'évaluation et les paramètres toxicologiques se basent principalement sur les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* (Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), 2012).

L'évaluation des risques écotoxicologiques est présentée dans le cinquième chapitre. Les informations qui y sont présentées s'apparentent à celles présentées dans le quatrième chapitre, mais elles sont ciblées sur des récepteurs fauniques. Une situation hypothétique d'exposition est établie dans la première section alors que, dans la seconde, les trois récepteurs fauniques sont identifiés. L'exposition aux métaux concernés ainsi que l'estimation du risque sont calculées dans les sections qui suivent. La *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés* publiée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) en 1998 constitue l'ouvrage de référence pour cette évaluation.

Le sixième chapitre présente les incertitudes rencontrées pendant le processus d'évaluation. Des incertitudes générales ainsi que des incertitudes spécifiques aux risques toxicologiques et écotoxicologiques y sont exposées.

Le dernier chapitre précise des suggestions pour améliorer la gestion des eaux souterraines du secteur du LET à Saint-Nicéphore. Elles sont basées sur les résultats de l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques réalisée dans cet essai.

Afin de réaliser une évaluation de qualité, il est nécessaire de faire preuve de jugement critique par rapport aux sources d'information utilisées; la fiabilité et la validité des documents de référence ont été vérifiées. Les publications gouvernementales et les articles scientifiques ont été priorisés lors de la recherche d'informations puisque ces documents sont généralement revus par des comités de révision; cela permet d'assurer la fiabilité et la validité des informations transmises au public.

1. MISE EN CONTEXTE

Le lieu d'enfouissement technique à Saint-Nicéphore correspond au site présenté dans cet essai, lequel est géré par l'entreprise *Waste Management Quebec inc.* Le présent chapitre aborde certains aspects de l'entreprise et détaille brièvement l'ensemble de ses installations de la division de Saint-Nicéphore. La dernière sous-section présente la problématique rencontrée.

1.1 Description du lieu d'enfouissement technique de Saint-Nicéphore

Le lieu d'enfouissement technique se situe dans la Ville de Drummondville, plus précisément dans l'arrondissement de Saint-Nicéphore, aux lots 3 920 252, 4 512 966 et 4 512 967 du cadastre du Québec (AECOM Tecslut Inc., 2010). Il est localisé dans la région administrative du Centre-du-Québec et le noyau urbain le plus proche, soit celui de Drummondville, est à trois kilomètres au nord-ouest du site. L'environnement à proximité du LET est constitué principalement de boisés, et dans une moindre mesure, d'habitations. Près d'une quarantaine de résidences ont été répertoriées dans un rayon de 500 m (Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE), 2012). Une vérification de la topographie du secteur permet d'affirmer que la région est relativement plane (voir figure 1.1). La conclusion de cette observation est que le ruissellement des eaux de surface et des eaux souterraines de cette portion de terrain se termine dans la rivière Saint-François. Selon la Ville de Drummondville, cet affluent constitue la source d'alimentation en eau potable pour le réseau d'aqueduc dont le point d'entrée d'eau de la station de traitement de la ville se situe en aval du site d'enfouissement (Ville de Drummondville, 2013).

(inspiré de : Géobase, 2011)

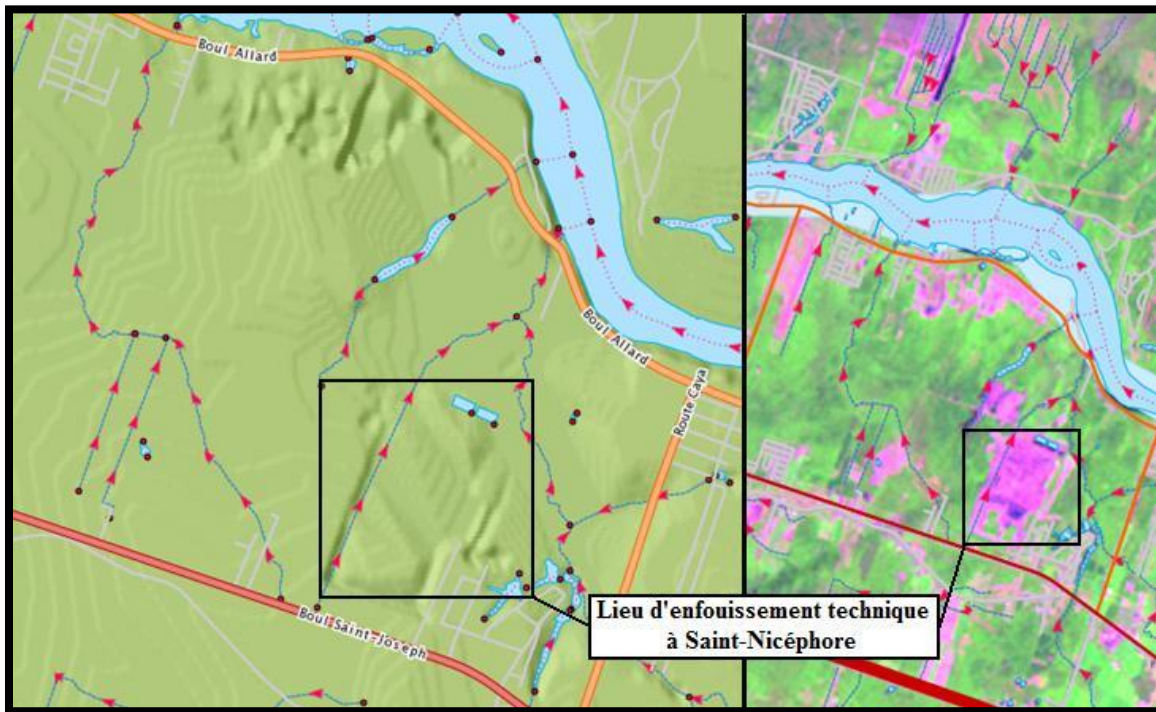


Figure 1.1 Topographie et écoulement des eaux du secteur de Saint-Nicéphore

1.2 Installations du site

Exploité depuis 1984 par les entreprises de rebuts Sanipan inc., le LES de Saint-Nicéphore est acquis en 1996 par *Waste Management Quebec inc.* (WM), qui est l'actuel propriétaire. En plus de desservir la majorité des villes et des municipalités du Centre-du-Québec, les services de WM couvrent également les régions de la Montérégie, de l'Estrie et de la Communauté métropolitaine de Montréal (BAPE, 2012). Les prestations offertes comprennent l'élimination, la collecte ainsi que le transport des matières résiduelles (AECOM Tecsult Inc., 2012). Au début de l'exploitation dans les années 1980, le site était géré selon les exigences du RDS. Le LES reposait, et repose toujours, sur un lit d'argile sur lequel une couche étanche a été apposée. De plus, un réseau de collecte du lixiviat y était installé pour limiter la diffusion de ce liquide néfaste dans les sols (AECOM Tecsult Inc., 2010). Lors de son acquisition en 1996, WM a poursuivi les activités en mettant en place de nouvelles cellules répondant aux mêmes critères d'installation que ceux appliqués aux anciennes cellules. Par la suite, la compagnie n'a pas cessé d'innover en matière de sécurité et de rendement afin de protéger le mieux possible l'environnement. Le tableau 1.1 résume les principales améliorations réalisées depuis l'an 2000.

Tableau 1.1 Principales améliorations sur le LET à Saint-Nicéphore

Années	Travaux
2000	Aménagement d'un nouvel accès routier
2003	Aménagement de nouvelles cellules d'enfouissement à sécurité maximale sur la superficie autorisée (cellules 5 à 8 de la phase II)
2005	Construction d'un "piggy back" entre les cellules 1 à 4 et 5 à 8
	Mise en place de tranchées de captage des biogaz dans les cellules 5 à 8
	Mise en place de tranchées de captage des biogaz dans les cellules 1 à 4
2006	Construction d'une nouvelle cellule (section de 6 ha dans le secteur des cellules 5 à 8)
	Installation d'un nouveau collecteur principal de biogaz autour des cellules 5 à 8, construction d'un nouveau bâtiment incluant de nouvelles soufflantes et mise en place d'une nouvelle torchère
	Mise en place de tranchées de captage des biogaz dans les cellules 5 à 8
	Construction d'une conduite de refoulement de 5,3 km pour acheminer les eaux de lixiviation pré-traitées vers le réseau d'égout domestique de Drummondville
	Installation d'un système de neutralisant d'odeur
2007	Construction d'un nouveau système de traitement des eaux incluant la construction de trois bassins
	Mise en place d'une tranchée de captage des biogaz et amélioration du réseau de captage existant
2008	Mise en place de tranchées de captage des biogaz dans les cellules 5 à 8 et amélioration du réseau de captage existant
	Démarrage du nouveau système de traitement et démantèlement des vieux bassins
	Forage d'un nouveau piézomètre pour le suivi environnemental
	Aménagement et amélioration du réseau de drainage des eaux de surface
2009	Amélioration du captage des biogaz dans les cellules 1 à 4 et déplacement de la torchère (phase 1)
	Construction du système complémentaire de traitement des eaux (réacteur biologique séquentiel (RBS))
	Installation d'un système de télémétrie
	Reprofilage et aménagement de fossés de drainage des eaux de surface
2010	Aménagement de fossé de drainage des eaux de surface et construction d'un bassin de sédimentation
	Construction du bâtiment écologique du Centre de formation en entreprise et récupération (CFER)
	Alimentation en énergie du bâtiment du CFER à partir des biogaz du RBS
	Amélioration du captage des biogaz dans les cellules 1 à 4 (phase 2)
2011	Nouvelle conduite principale de biogaz pour alimentation de la centrale de production d'énergie
	Installation de nouveau puits verticaux de biogaz
	Recouvrement temporaire du talus ouest et captage des biogaz dans les cellules 5 à 8
	Bassin de sédimentation, empierrement de fossés et travaux d'ensemencement
	Travaux de recouvrement final des cellules 5 à 8

(inspiré de : AECOM Tecsalt Inc., 2012, p.10)

Actuellement, le lieu d'enfouissement technique possède une multitude d'installations qui permettent d'opérer les activités d'enfouissement selon de bonnes pratiques. Ces installations comprennent un poste d'identification et de contrôle, des systèmes d'élimination des biogaz et de traitement du lixiviat, des ensembles de puits pour le suivi de la qualité de l'eau souterraine et de l'eau de surface ainsi qu'un ensemble de stations de surveillance des biogaz (AECOM Tecsalt Inc., 2010). Certaines données en provenance de puits d'observation des eaux souterraines, installés sur l'ensemble de la propriété de WM, ont été consultées et prises en considération dans l'évaluation du risque écotoxicologique présentée dans ce document.

1.3 Problématique

La présence d'un site d'enfouissement à proximité de résidences familiales peut occasionner plusieurs inquiétudes de la part des citoyens face à la salubrité des sols et des eaux souterraines environnantes. Étant donné que les déchets sont enfouis dans le sol à de grandes profondeurs, il est naturel de se questionner sur l'étanchéité du système de confinement et d'élimination des eaux de lixiviation.

Dans le passé, plusieurs situations impliquant de mauvaises pratiques d'élimination de déchets ont causées des contaminations sévères (Environnement Canada, 2008). Un manque d'étanchéité, un mauvais recouvrement des matières résiduelles ou un abandon d'une ancienne décharge génèrent un impact néfaste sur les sources d'eau qui résulte en la libération du lixiviat dans les sols. Toutefois, comme explicité dans la section 1.2, le LET de Saint-Nicéphore est géré selon les règles dictées par le gouvernement depuis sa mise en exploitation en 1984. De fait, des systèmes de pompage du lixiviat sont mis en place pour réduire le volume de ce liquide dans le fond des cellules d'enfouissement (AECOM Tecsalt Inc., 2010). Les murs souterrains en sol-bentonite érigés au périmètre de l'aire d'enfouissement viennent renforcer le niveau de sécurité en confinant tous les liquides et les matières dans un même espace (AECOM Tecsalt Inc., 2010; Lacombe, 2012).

Selon Environnement Canada, quel que soit le type d'installations ou d'équipements utilisés lors de la conception d'une aire d'enfouissement, « du lixiviat de site d'enfouissement sera tôt ou tard libéré dans l'environnement » (Environnement Canada, 2008). En considérant cette affirmation et les éléments constituant le LET de Saint-Nicéphore, seule la pérennité des matériaux utilisés a une influence concrète sur la libération des eaux de lixiviation dans les sols de la région. Comme les nappes d'eau souterraine ne sont pas visibles aux yeux de la population, la découverte d'une

contamination de celles-ci n'a lieu, généralement, que lorsque les contaminants atteignent les eaux potables des puits privés. Afin de prévenir tout risque de contamination susceptible d'être engendré par une inefficacité de ses équipements, la compagnie WM effectue des campagnes d'échantillonnage et d'analyses des eaux de puits chez certaines résidences avoisinant le périmètre du site. Bien que le site d'enfouissement n'ait pas d'impact évident sur les résultats obtenus chez ces résidents, ces résultats ont explicité une contamination de certains métaux. En effet, la comparaison entre les concentrations relevées dans les habitations voisines du LET et les valeurs limites adoptées dans la réglementation a montré qu'une étude plus approfondie de la situation devait être réalisée. D'après des données géologiques, il serait même pertinent d'inclure dans cette évaluation du risque tous les résidents qui possèdent un puits privé dans le secteur de Saint-Nicéphore, car selon BAPE (2012) cette région est désignée comme ayant une contamination de source naturelle à l'arsenic.

2. PROFIL TOXICOLOGIQUE DES CONTAMINANTS CONCERNÉS

Des campagnes d'échantillonnage à des fins d'analyse ont été réalisées en 2009, 2010 et 2012 dans des puits privés voisins du LET à Saint-Nicéphore. Dans chacune de ces analyses, plusieurs paramètres ont été évalués, notamment celles des métaux. De plus, une analyse des eaux souterraines qui traversent le site a été réalisée en 2011. Les principaux métaux susceptibles d'affecter la santé humaine et l'environnement ont été choisis pour réaliser l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques; l'arsenic, le cadmium, le chrome, le manganèse, le nickel, le plomb et le zinc constituent les sept métaux retenus. Les prochaines sous-sections exposent la toxicologie générale de ces métaux.

2.1 Arsenic

L'arsenic (As) est l'élément qui a le numéro atomique 33 du tableau périodique et s'avère un métalloïde (Environnement Canada et Santé Canada, 1993). À l'état pur, il se présente sous deux aspects ; la première est une poudre jaune et le second est un solide de couleur gris métallique (Conseil national de recherches Canada (CNRC), 2008a). Cet élément peut être présent sous forme organique ou inorganique (INSPQ, 2006; Santé Canada, 2006). Selon sa forme et les conditions du milieu dans lequel se trouve l'arsenic, celui-ci présente l'un des quatre degrés d'oxydation possibles, soit - III, 0, + III et V pour l'As inorganique ou + III et V pour l'As organique (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; INSPQ, 2006). Étant réactif et mobile, l'arsenic a le potentiel de se complexer avec divers autres éléments, de modifier sa forme inorganique et ainsi d'atteindre la forme la plus toxique, à savoir la trivalente (INSPQ, 2006).

- Sources d'émissions naturelles et anthropiques

L'arsenic est présent à des teneurs de 1,5 à 3,0 mg/kg dans la croûte terrestre. Cet élément se place au 20^e rang en termes d'abondance dans cette croûte et au 12^e rang dans le corps humain (Mandal, B.K. and Suzuki, K.T., 2002). Ce métalloïde est également détecté dans les eaux de surface, les eaux souterraines et l'air (Environnement Canada et Santé Canada, 1993). La présence d'arsenic dans plus d'une sphère de l'environnement ne résulte pas seulement de sources naturelles. Bien que les éruptions volcaniques contribuent à près d'un tiers de la concentration d'arsenic contenue dans l'atmosphère et que l'érosion des sols et des minéraux entraîne cet élément dans les eaux souterraines, il serait inopportun de négliger les sources anthropiques (Chilvers, D.C. and Peterson,

P.J., 1987; Environnement Canada et Santé Canada, 1993; GreenFacts, 2001). Parmi celles-ci, mentionnons les installations de traitement de l'or et de métaux communs qui sont les principales sources d'émission d'arsenic dans l'environnement au Canada. L'utilisation de pesticides, les traitements de préservation du bois ainsi que l'élimination des matières résiduelles sont d'autres sources anthropogéniques (Environnement Canada et Santé Canada, 1993). Étant donné que l'arsenic a la capacité de modifier certaines propriétés d'autres éléments, telles que la dureté, la température et même la résistance à la corrosion, ce métalloïde est largement utilisé dans une multitude de procédés industriels (CNRC, 2008a).

- Devenir dans l'environnement

Selon des analyses environnementales, l'arsenic n'est pas considéré comme ayant un potentiel de bioamplification bien que différents niveaux de bioaccumulation soient observés chez certaines espèces (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; Environnement Canada, 2011). Des études ont révélé que l'arsenic peut demeurer dans des sédiments jusqu'à près de 100 ans. Cette observation a permis de le classer comme étant persistant (Mudroch, A. and Capobianco, J.A., 1980; Nriagu, 1983; Sutherland, 1989). Au niveau atmosphérique, les particules d'arsenic émises par des sources naturelles ou anthropiques retombent généralement au sol dans un délai de neuf jours (Environnement Canada et Santé Canada, 1993). Les dépôts secs d'arsenic sont plus concentrés dans le secteur avoisinant la source qu'ailleurs (INSPQ, 2006). De plus, le ruissellement peut entraîner la contamination d'une source d'eau adjacente en transportant des dépôts d'arsenic. En milieu hydrique, diverses réactions peuvent survenir avec les composés arsenicaux dépendamment des conditions existantes (Cullen and Reimer, 1989). Dans un milieu où des conditions anaérobiques prévalent comme dans les eaux souterraines, des réactions de réduction s'imposent, ce qui implique que l'arsénite (III) y est généralement plus abondant que les autres types de composés arsenicaux (Peterson and Carpenter, 1983; Masscheleyn et autres, 1991). Dans les eaux de surface, l'arséniate (V) est la substance la plus abondante puisqu'une réaction d'oxydation a lieu lorsqu'un arsénite (III) aboutit dans ces eaux oxygénées (Andreae, 1978).

- Voies d'exposition possibles

Pour la population en général, l'exposition à l'arsenic se fait par diverses voies, soit l'ingestion, l'inhalation et l'absorption cutanée. L'exposition par ingestion semble être la voie principale. Ceci s'explique car l'arsenic est très peu volatil ; subséquemment, seules les personnes à proximité d'une source d'émission atmosphérique d'arsenic sont exposées par inhalation (INSPQ, 2006).

L'absorption par contact cutané est faible, soit moins de 1 % (Reichl, 2010), car cet élément ne réagit pas avec les molécules de la peau, ce qui l'empêche de traverser la barrière cutanée (Wester et autres, 1993). Pour une exposition par ingestion, la consommation de nourriture représente la principale source. L'arsenic, tant sous la forme organique qu'inorganique, est présent dans la biote ; cependant, il est difficile d'établir des proportions relatives à ses formes (Environnement Canada et Santé Canada, 1993). Les poissons, les mollusques et les crustacés sont en tête de liste dans la catégorie des aliments présentant une forte concentration d'arsenic (INSPQ, 2006; Santé Canada, 2006). Toutefois, comme il s'agit principalement d'arsenic organique, les risques associés à leur ingestion sont faibles (Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2007a). La consommation d'eau potable est la deuxième source d'exposition par ingestion à l'arsenic ; celle-ci vise notamment les résidents qui possèdent un puits privé. En effet, l'approvisionnement en eau propre pour des résidences en milieu rural s'effectue directement à partir des eaux souterraines ; s'il y a présence d'arsenic dans ces eaux, la forme trivalente, la plus toxique y prédomine (Santé Canada, 2010b).

- Effets sur la santé

Lorsqu'il y a ingestion, l'arsenic est facilement absorbé par le tractus gastro-intestinal. À la suite d'une interaction avec l'hémoglobine, l'arsenic s'y lie et il est acheminé à travers tout l'organisme par la circulation sanguine (Suzuki et autres, 2002; Santé Canada, 2010b). Le foie, en filtrant le sang, transforme l'arsenic trivalent en acide méthylarsonique (AMMA^{III}) et en acide diméthylarsinique (ADMA^{III}) à la suite de réactions de méthylation enzymatique (Environnement Canada et Santé Canada, 1993). Ces formes AMMA^{III} et ADMA^{III} sont rapidement éliminées de l'organisme par l'urine (INSPQ, 2006). Une saturation de la capacité de méthylation du foie est cependant observable et celle-ci est variable d'une personne à l'autre (Buchet et autres, 1981). Selon Environnement Canada et Santé Canada, il semble que les composés AMMA^{III} et ADMA^{III} soient plus toxiques que l'arsenic inorganique trivalent contrairement à la croyance qui indique que l'arsenic inorganique As (III) soit la forme la plus toxique de la gamme des composés arsenicaux (Cullen and Reimer, 1989; Environnement Canada et Santé Canada, 1993).

Différents effets peuvent être observés sur la santé humaine selon le type et la forme du composé d'arsenic ingéré et selon le degré d'exposition. Il est reconnu que, plus les composés arsenicaux sont solubles, plus leur toxicité sera grande (Environnement Canada et Santé Canada, 1993). Chez l'humain, une intoxication aiguë à l'arsenic peut provoquer des nausées, des vomissements, des

crampes abdominales et de la diarrhée. Lorsqu'une personne est exposée à l'arsenic de manière chronique, les symptômes communs observables sont l'anémie, une leucopénie, des atteintes hépatiques et des irritations au niveau gastro-intestinal (Mandal and Suzuki, 2002). De plus, des hyperkératoses au niveau des mains et des pieds ainsi qu'une hyperpigmentation de la peau sont des symptômes dus à une exposition chronique, ou ponctuelle, à forte concentration (Environnement Canada et Santé Canada, 1993; Mandal and Suzuki, 2002).

Le potentiel cancérigène pour l'ensemble des composés arsénicaux inorganiques a été établi. L'organisme *International Agency for Research on Cancer* (IARC) a d'ailleurs classifié ces composés dans son Groupe 1, ce qui signifie qu'ils sont des cancérigènes reconnus pour l'humain (IARC, 2013). Leurs effets mutagènes et tératogènes sont également fondés (Reichl, 2010).

- Élimination de l'organisme

Le principal mécanisme d'élimination de l'arsenic correspond à la voie urinaire; dans une moindre mesure, la voie fécale contribue à l'épuration de l'organisme (ATSDR, 2007a). L'arsenic inorganique est rapidement éliminé de l'organisme comparativement à l'arsenic organique. Près de la totalité des composés inorganiques est excrétée dans les douze premières heures à la suite de l'absorption alors que les composés organiques doivent passer par un processus de méthylation qui peut s'étendre jusqu'à trois jours (Santé Canada, 2006).

2.2 Cadmium

Le cadmium (Cd) est un métal qui correspond au numéro atomique 48 (CNRC, 2012a). Malléable et ductile, ce solide possède une teinte d'un blanc argenté (Santé Canada, 1986a). Deux degrés d'oxydation, soit 0 et + II, ont été identifiés pour le cadmium; cependant, sa forme élémentaire Cd^0 n'est guère observable dans l'environnement. Bien que sa forme métallique soit insoluble dans l'eau, le chlorure, le bromure, l'iodure, le nitrate et le sulfate de cadmium s'avèrent solubles. D'autres composés ont toutefois la même propriété que celle de l'état élémentaire et se présentent sous forme insoluble; c'est le cas pour l'oxyde et le sulfure de cadmium (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a). Sa teneur naturelle varie de 0,1 à 5 mg/kg dans la croûte terrestre; il y est principalement présent sous formes complexées (ATSDR, 2012a).

- Sources d'émissions naturelles et anthropiques

Le cadmium a été répandu dans plus d'un milieu depuis de nombreuses années. Personne ne portait une réelle attention à ce métal qui se complexait au cuivre, au plomb et au zinc et, pour cette raison, sa récupération n'était pas une priorité lors de la transformation de ces métaux (Santé Canada, 1986a). Le cadmium est considéré comme une impureté dans les sulfures de zinc, la sphalérite et la wurtzite; il en résulte une augmentation de la contamination de ce métal dans l'environnement. Les sources de dispersion du cadmium proviennent davantage d'activités anthropiques que d'émissions naturelles. Il a été estimé que les activités anthropiques impliquant ce métal engendrent des rejets de trois à dix fois plus importants que ceux occasionnés par des causes naturelles. Les rejets de cadmium, naturellement répandus dans l'atmosphère, proviennent des éruptions volcaniques, de l'érosion éolienne et des incendies de forêt (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a). Les activités anthropiques incluent, quant à elles, la transformation de métaux communs, l'utilisation de combustibles fossiles ainsi que l'épandage des déchets industriels et domestiques, de boues d'épuration, d'engrais et de pesticides (Santé Canada, 1986a; Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), 1999a). Les concentrations de cadmium dans les sols sont beaucoup plus importantes à proximité des fonderies, des routes urbaines, des sites d'épandage de boues d'épuration et des sites de transmission électrique (CCME, 1999a).

- Devenir dans l'environnement

Dans l'atmosphère, l'oxyde, le chlorure et le sulfate de cadmium sont les composés cadmifères les plus présents (ATSDR, 2012a). Comme ces derniers ne subissent pratiquement pas de modifications moléculaires dans la troposphère, ils peuvent parcourir de longues distances avant de retomber au sol sous forme de dépôts humides ou secs (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a). Au niveau des sols, le pH a une influence sur la mobilité du cadmium. Plus un sol est acide, plus ce métal est susceptible de se déplacer dans ce dernier; selon les conditions du milieu, le déplacement peut être relativement important (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a; CCME, 1999a). Ces conditions particulières impliquent l'absence de matières organiques, d'argiles et d'oxydes métalliques hydratés puisque le cadmium possède une certaine affinité pour ces substances, ce qui provoque le ralentissement de son mouvement d'un niveau pédologique à un autre. Dans les milieux hydriques, le pH, la dureté, la salinité ainsi que la concentration en matières organiques déterminent la biodisponibilité du cadmium (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a). Le cadmium est bioaccumulable dans les organismes (Frazier, 1979). Cependant, il y a peu ou pas de

bioamplification chez les organismes terrestres et aquatiques (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a).

- Voies d'exposition possibles

Le cadmium est absorbé dans l'organisme humain principalement par ingestion et par inhalation. La voie par contact cutané est peu importante, car le nombre de composés aptes à traverser la peau est faible (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a). L'inhalation est une voie d'exposition à considérer pour les populations qui résident à proximité d'une fonderie où de grandes concentrations de particules métalliques sont émises dans l'atmosphère. Le taux d'absorption de cadmium par l'organisme dépend de la taille des particules inhalées et de la solubilité de celles-ci (World Health Organization (WHO), 1977; ATSDR, 2012a). En effet, des études montrent une absorption de près de 25 % pour les composés de cadmium solubles respirables (WHO, 1977). La fumée de cigarette est également une substance augmentant le niveau de concentration de ce métal dans l'organisme, ce qui explique une teneur corporelle de cadmium plus élevée chez les fumeurs (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a). Ces fumées sont absorbées par les poumons à plus de 50 %.

À l'exclusion des populations susceptibles d'entrer en contact avec des poussières de cadmium, la population générale est exposée à ce métal principalement par la nourriture. Il a été estimé que l'intestin absorbe entre 4 à 7 % du cadmium ingéré. Dans le cas d'une carence en fer, ce pourcentage peut s'élever à 20 % (Santé Canada, 1986a).

- Effets sur la santé

Les composés cadmifères solubles affectent davantage l'organisme que les composés insolubles lorsqu'ils sont ingérés (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a). Subséquemment, les effets sur l'organisme peuvent différer en fonction de la concentration des composés insolubles présents dans les doses d'expositions. Chez l'humain, les symptômes couramment rencontrés lors d'une ingestion de fortes concentrations de cadmium sont des brûlures d'estomac; s'ensuit des nausées, des vomissements, des crampes abdominales et de la diarrhée. Au niveau hépatique, une absorption chronique de cadmium peut mener à l'anémie (ATSDR, 2012a). En général, lorsqu'il est absorbé, le cadmium a tendance à se loger plus fortement dans les reins et dans le foie (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a). Lors d'une exposition chronique par inhalation, les deux principales complications rencontrées sont un emphysème pulmonaire et une protéinurie. Dans le cas de

l'emphysème, des doses entre 3 à 15 mg/m³ de poussières de cadmium ont le potentiel de provoquer cette maladie (Santé Canada, 1986a). Pour la protéinurie, ces pertes de protéines, de phosphore, de calcium et de glucose en quantités anormales peuvent entraîner la formation de calculs rénaux et l'ostéoporose (Environnement Canada et Santé Canada, 1994a).

Certains composés de cadmium sont identifiés comme étant mutagènes. Plusieurs composés de cadmium ont un potentiel cancérigène (IARC, 2013), sauf les sels de cadmium (Santé Canada, 1986a).

- Élimination de l'organisme

Lorsque des composés de cadmium sont intégrés dans le système, ces derniers sont peu excrétés puisqu'ils tendent plutôt à s'accumuler dans les organes cibles. Quand ces substances sont rejetées de l'organisme, l'excrétion s'effectue par l'urine ou les fèces pendant une longue période (WHO, 1977; ATSDR, 2012a).

2.3 Chrome

L'élément chrome (Cr) possède le numéro atomique 24 et il est un métal de transition de couleur gris lustré (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b; CNRC, 2012b). Plusieurs états d'oxydation ont été répertoriés pour le chrome, lesquels s'étendent de - II à + VI. Parmi ceux-ci, le chrome trivalent (Cr (III)) correspond à l'état d'oxydation le plus stable et il est l'un des plus couramment rencontrés dans l'environnement avec le chrome hexavalent (Cr (VI)) (ATSDR, 2012b). Le chrome se classe au septième rang en termes d'abondance sur terre (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b).

- Sources d'émissions naturelles et anthropiques

Le chrome émanant de sources naturelles se présente dans l'environnement sous la forme trivalente alors que, dans le cas de sources anthropiques, le chrome peut être autant trivalent que hexavalent (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b). Subséquemment, l'augmentation de chrome (VI) dans l'environnement est le résultat d'une négligence humaine (CCME, 1999d). Les principaux exemples d'activités anthropiques qui génèrent des rejets importants de chrome dans l'atmosphère sont la combustion de carburant fossile, la production de fer et d'acier ainsi que la transformation de produits chimiques et de produits réfractaires (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b; ATSDR, 2012b). Les sources naturelles d'émission et de dispersion du chrome sont une érosion

éolienne des sols, des émissions volcaniques, des incendies de forêt, des débris végétaux et des aérosols marins (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b; CCME, 1999b). Les composés de chrome qui se trouvent dans les milieux hydriques proviennent généralement d'effluents domestiques, de dépôts atmosphériques ou de ruissellement des eaux (CCME, 1999c; ATSDR, 2012b).

- Devenir dans l'environnement

Bien que des réactions d'oxydation et de réduction soient possibles pour les composés de chrome, le Cr (III) et le Cr (VI) sont les deux états majoritairement rencontrés dans les milieux. Au niveau atmosphérique, le chrome ne constitue pas un agent appauvrissant la couche d'ozone puisqu'il ne réagit pas avec l'ozone. En général, les rejets particuliers de chrome résident dans l'atmosphère moins de 14 jours (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b). Au niveau des sols, le Cr (III) possède une forte affinité pour l'argile, les matières organiques et toutes autres particules chargées négativement; ceci permet aux composés de chrome trivalent de persister davantage dans la terre (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b; CCME, 1999d). De plus, le Cr (III) est insoluble à des pH supérieurs à 4. Quant à lui, le Cr (VI) a également le potentiel de s'adsorber aux particules argileuses; cependant, les composés solides de Cr (VI) sont reconnus comme étant solubles dans les conditions normales des sols, ce qui sous-entend un plus fort lessivage de ces métaux. Conséquemment, il y a une plus forte teneur en chrome hexavalent dans les eaux souterraines (CCME, 1999d). Toutefois, le Cr (VI) a le potentiel d'être réduit en Cr (III) dans des conditions anaérobiques, lesquelles sont présentes dans les sols profonds (ATSDR, 2012b). En milieu hydrique, des réactions de réduction du Cr (VI) en Cr (III) ainsi que des réactions d'oxydation du Cr (III) en Cr (VI) sont observées dans des conditions particulières (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b; ATSDR, 2012b). Les composés de chrome ont le potentiel de se concentrer dans les plantes aquatiques et les sédiments. Il a été établi que le chrome (VI) est bioaccumable dans les organismes aquatiques; cependant, aucune tendance de bioamplification n'est observée dans les écosystèmes (CCME, 1999b; CCME, 1999c; Groupement d'intérêt public Seine-Aval (GIPSA), 2007).

- Voies d'exposition possibles

L'être humain peut s'exposer à une contamination au chrome par inhalation, ingestion ou contact cutané (ATSDR, 2012b). Pour l'ensemble de la population, l'ingestion de nourriture constitue la principale voie d'exposition. Les céréales et les produits laitiers fournissent la plus grande

concentration de chrome à l'humain (CCME, 1999d). En général, le tractus gastro-intestinal absorbe moins de 10 % de la dose de chrome ingérée. Les composés solubles pénètrent davantage dans l'organisme que les composés insolubles. De plus, le chrome hexavalent soluble est plus fortement absorbé que le chrome trivalent soluble (ATSDR, 2012b). La voie d'exposition par inhalation est surtout importante pour les travailleurs soumis à la présence de poussières de chrome; elle est même plus élevée que l'ingestion d'aliments dans ce cas précis (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b). En règle générale, la population est faiblement exposée par la voie de l'air (CCME, 1999d). Lors d'une exposition par contact cutané, le chrome a le potentiel de traverser la barrière cutanée, plus spécifiquement le chrome (VI) (ATSDR, 2012b).

- Effets sur la santé

Des symptômes ont lieu davantage lors d'absorption du chrome hexavalent que lorsqu'il s'agit du chrome trivalent (Santé Canada, 1986b). Lorsque le chrome (VI) est inhalé par les voies respiratoires, il est réduit en chrome (III) soit par l'ascorbate ou le glutathion présentes dans les cellules des poumons. Cette transformation produit des intermédiaires réactifs qui peuvent être plus dommageables pour les cellules que le chrome hexavalent lui-même (ATSDR, 2012b). Par voie orale, une dose de 10 mg/kg p.c. a le pouvoir d'engendrer de graves effets tels qu'une nécrose du foie, une néphrite et la mort. L'absorption de concentrations plus faibles par ingestion peut provoquer une irritation de la muqueuse gastro-intestinale. Dans certains cas, une encéphalite et un grossissement du foie sont observés (Santé Canada, 1986b). Lors d'une exposition chronique par ingestion, le chrome hexavalent a tendance à s'accumuler dans la rate, les intestins, les reins, le foie et les testicules (Institut national de recherche et de sécurité (INRS), 2009). Au niveau cutané, l'interaction entre les composés hexavalents ou trivalents et la peau peut entraîner une hypersensibilité cutanée. Par contre, les composés hexavalents réagissent plus fortement avec la barrière cutanée (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b).

Un potentiel cancérigène a été associé à l'ensemble des composés hexavalents du chrome (Environnement Canada et Santé Canada, 1994b; IARC, 2013). L'incidence de cancer est surtout associée à l'inhalation de composés de chrome (Santé Canada, 1986b).

- Élimination de l'organisme

Les composés de chrome sont éliminés de l'organisme par la voie urinaire. Les fèces contribuent également à l'excrétion de ces composés, mais en plus faible proportion (Santé Canada, 1986b;

ATSDR, 2012b). Un autre moyen d'élimination du chrome existe chez l'humain, celui-ci consiste à emmagasiner le chrome dans les cheveux et les ongles (ATSDR, 2012b).

2.4 Manganèse

Le manganèse (Mn) est un métal de transition, de forme solide et d'aspect friable; il a une teinte argentée et occupe la position 25 du tableau périodique (CNRC, 2012c). Sept états d'oxydation sont associés au manganèse, soit + I à + VII, cependant ce métal se présente majoritairement sous les formes + II, + III et + IV dans l'environnement (INSPQ, 2011). Le mancozèbe, le manèbe et le méthylcyclopentadiényl manganèse tricarbonyle (MMT; celui qui est un agent antidétonant de l'essence) correspondent à des composés organiques du manganèse alors que le chlorure, le sulfate, l'acétate, le phosphate et le carbonate de manganèse constituent des composés inorganiques du Mn (INSPQ, 2011; Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS), 2012).

- Sources d'émissions naturelles et anthropiques

Le manganèse est un constituant naturel des sols; sa teneur a été évaluée à 0,1 % de la croûte terrestre (ATSDR, 2012c). Toutefois, une variation de concentrations de manganèse dans les sols a été observée et peut s'avérer importante pour certaines régions (INSPQ, 2011). Il existe plusieurs mécanismes naturels qui contribuent à la dispersion de ce métal dans l'environnement. Parmi ceux-ci, il y a l'érosion aérienne des sols, le lessivage des sols ainsi que les éruptions volcaniques (ATSDR, 2012c). Cependant, la présence de ce métal dans différents milieux est due en majeure partie de sources anthropiques. L'industrie de l'alliage métallique représente le principal émetteur de manganèse dans l'atmosphère à partir de fonderies de fer et d'acier (ATSDR, 2012c; INERIS, 2012). La combustion de combustibles fossiles, l'utilisation de certains pesticides, engrais et peintures ainsi que les rejets de piles sèches contribuent également à la contamination de l'environnement par le manganèse (INSPQ, 2011; INERIS, 2012).

- Devenir dans l'environnement

Les éruptions volcaniques, l'érosion aérienne des sols et certaines activités industrielles entraînent des particules de manganèse dans l'atmosphère. Selon leur taille, celles-ci peuvent séjourner plus ou moins longtemps dans la troposphère (ATSDR, 2012c). Une particule de faible taille (< 5µm) a le potentiel de parcourir de longues distances avant d'être précipitée au sol comparativement à une particule plus volumineuse (> 5µm de diamètre). Le principal mécanisme d'épuration de l'air

repose sur la précipitation des particules sous forme de dépôts humides et secs. Dans les sols, il est reconnu que les composés de manganèse y sont fortement retenus (ATSDR, 2012c; INERIS, 2012). Les formes les plus communément rencontrées dans ce milieu sont la divalente et la trivalente; un équilibre existe entre ces deux valences. L'activité microbienne qui règne dans les sols a le potentiel de provoquer la précipitation du manganèse et d'accroître la solubilité de ses composés, ce qui augmente leur mobilité. Dans les eaux, les composés de manganèse sont adsorbés aux matières en suspension et aux sédiments présents. Associés à ces types de substrats, ils peuvent être ingérés par les poissons, les mollusques et les crustacés dans lesquels ils se bioaccumulent (INERIS, 2012). Le manganèse est aussi bioaccumulable dans les algues et tout autre organisme qui se trouve au bas de la chaîne trophique; par contre, aucune étude n'a explicité une bioamplification pour le manganèse (*ibid*).

- Voies d'exposition possibles

Le manganèse peut pénétrer dans l'organisme principalement par deux voies, soit par ingestion ou par inhalation. La voie cutanée est négligeable, car une absorption de manganèse par la peau n'a guère été observée pour l'ensemble de la population (Santé Canada, 1987a; ATSDR, 2012c). Lorsqu'il y a une ingestion de manganèse, la dose n'est pas entièrement absorbée par le tractus gastro-intestinal; le taux d'absorption est d'environ 1 à 5 % chez un adulte (INSPQ, 2011; ATSDR, 2012c). Par contre, ce pourcentage est plus élevé chez les nourrissons, lesquels constituent ainsi un groupe à risque plus que les autres groupes d'âges (INSPQ, 2011). La forme soluble du manganèse est reconnue comme étant plus facilement absorbée que la forme insoluble (ATSDR, 2012c). L'inhalation de manganèse s'avère la voie la plus néfaste pour l'organisme, car elle a le potentiel de fournir une interface directe entre le cerveau et l'environnement extérieur au corps. En effet, lorsque des particules de manganèse se déposent sur l'épithélium olfactif, ces derniers traversent la muqueuse et sont ensuite transportés jusqu'au bulbe olfactif qui est situé dans le cerveau (Santé Canada, 2010a). Toutefois, toutes les particules inhalées n'ont pas le potentiel d'effectuer ce parcours. L'absorption par la muqueuse nasale dépend de la taille, de la masse ainsi que de la forme des particules (INSPQ, 2011).

- Effets sur la santé

Bien que le manganèse soit considéré comme un élément essentiel au bon fonctionnement du métabolisme humain, de nombreuses études ont montré qu'à de fortes doses, ce métal devenait toxique pour l'organisme (Santé Canada, 2010a). Lors d'une intoxication aiguë au manganèse, les

symptômes observés sont la fièvre, des nausées, de la transpiration, la toux, des maux de gorge et des douleurs musculaires. Une pneumonie chimique peut également apparaître lors d'une inhalation de fortes concentrations de manganèse. L'ingestion de doses similaires entraîne des brûlures au niveau des voies digestives (Pourcher et Rémillard, 2009). À la suite d'une ingestion chronique, le système du corps le plus susceptible d'être gravement touché par cet excès de manganèse est le système nerveux central (Santé Canada, 2010a). En fait, lors d'inspirations de fumées de manganèse, les particules inhalées qui se déposent sur l'épithélium olfactif sont transportées directement dans le cerveau, tel qu'expliqué précédemment (Santé Canada, 2010a; INSPQ, 2011). Les symptômes constatés chez un individu intoxiqué par le manganèse sont une irritabilité, une agressivité et des hallucinations. Les effets peuvent toutefois devenir de plus en plus sévères et dégénérer en manganisme, maladie qui se caractérise par des tremblements, des troubles de la marche et des spasmes faciaux. Le manganèse n'est pas cancérogène (ATSDR, 2012c).

- Élimination de l'organisme

Selon Pourcher et Rémillard (2009), les symptômes associés à une exposition aiguë se dissipent généralement dans les 24 à 48 heures après l'exposition. Par contre, le taux d'élimination varie d'un individu à l'autre, surtout si leur état physiologique diffère grandement (INSPQ, 2011). Le manganèse est excrété de l'organisme principalement par les fèces; une réabsorption de ce métal est possible au niveau de l'intestin (Santé Canada, 1987a). Le manganèse est aussi éliminé par l'urine, la sueur, les cheveux ou le lait maternel. La demi-vie d'élimination corporelle du manganèse est estimée entre 13 et 37 jours alors que celle de l'élimination du manganèse présent dans le cerveau s'étend de 50 et 70 jours (INSPQ, 2011).

2.5 Nickel

Le nickel (Ni) est un métal de transition, de couleur gris-blanc, qui possède les propriétés suivantes : malléabilité, ductilité et magnétisme (Techniques de l'ingénieur, 1996). Il se positionne au numéro 28 du tableau périodique des éléments chimiques (CNRC, 2012d). Les différents degrés d'oxydation que peut adopter ce métal s'étendent de $-I$ à $+VI$; la forme la plus importante en termes d'abondance est la divalente. Des composés solubles et insolubles de nickel sont présents dans l'environnement (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c; INERIS, 2006). Quant à la solubilité de ces composés nickélicifères, celle-ci varie d'une forme à l'autre; toutefois, la forme élémentaire Ni^0 est insoluble dans l'eau (CCME, 1999e). Sa concentration dans la croûte terrestre varie entre 0,8 % et 0,9 % (INERIS, 2006).

- Sources d'émissions naturelles et anthropiques

La présence de nickel dans les différentes sphères de l'environnement est le résultat d'émissions naturelles et d'activités anthropiques (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c). Les concentrations en provenance des sources anthropiques ont été estimées supérieures à celles qui émanent de sources naturelles (ATSDR, 2005a). Comme la plupart des mécanismes naturels d'émissions de métaux, l'érosion des sols, les éruptions volcaniques ainsi que les feux de forêt constituent des sources de rejets de nickel. L'érosion aérienne des sols et le soulèvement des embruns marins sont également des mécanismes qui augmentent le taux de nickel dans l'atmosphère et qui contribuent à la dispersion de ce métal (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c). Quant aux rejets associés aux activités humaines, ce sont la production d'acier et d'alliage contenant du nickel ainsi que la combustion de combustibles fossiles qui constituent les principales sources d'émission dans l'atmosphère (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c; ATSDR, 2005a; INERIS, 2006). Dans les eaux, les effluents, les lixiviats de sol et les dépôts atmosphériques sont les principales sources d'apport de particules de nickel dans ce milieu (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c; ATSDR, 2005a).

- Devenir dans l'environnement

Lors de rejets ou dispersions de nickel dans l'environnement, la forme adoptée est généralement de type particulaire. Ces particules qui se répandent dans l'air parcourent de longues distances avant de retomber au sol si leur taille et leur densité sont favorables à ce déplacement (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c; ATSDR, 2005a). Le temps de séjour dans l'atmosphère varie entre cinq à huit jours pour la majorité des particules nickélifères (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c). Par contre, des particules très fines peuvent perdurer plus de 30 jours dans ce milieu. Les dépôts humides et secs constituent le mécanisme majeur d'épuration de l'air (ATSDR, 2005a). Au niveau des sols, les composés de nickel peuvent s'adsorber aux oxydes de fer et de manganèse, ce qui entraîne sa rétention dans ce milieu. Par contre, la présence de sulfates dans celui-ci modifie le pouvoir d'adsorption de ces composés (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c). Le pH et le type de sol sont des facteurs relativement importants pour la solubilité des composés nickélifères dans les sols. À des pH inférieurs à 6,5, la mobilité de ces composés est accrue, ce qui occasionne une augmentation de ce métal dans les eaux souterraines (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c; CCME, 1999e; INERIS, 2006). Lorsqu'ils se retrouvent en milieu aqueux, les composés de nickel sont sous forme particulaire et sous forme dissoute. La précipitation

de ces particules dans les sédiments marins est un mécanisme d'épuration des eaux. Dans les eaux lacustres, le nickel est majoritairement sous forme dissoute et il est alors davantage biodisponible pour les organismes environnants (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c; ATSDR, 2005a).

- Voies d'exposition possibles

L'inhalation et l'ingestion sont les deux voies d'exposition au nickel chez l'humain. Chez les travailleurs exposés à des poussières de nickel, les voies respiratoires constituent le milieu d'absorption prédominant. La proportion absorbée par dose inhalée peut s'élever jusqu'à 35 % (ATSDR, 2005a; Reichl, 2010). Les composés solubles de nickel tels que le chlorure et le sulfate de nickel sont absorbés beaucoup plus facilement que les composés moins solubles ou insolubles au niveau des muqueuses nasales (ATSDR, 2005a). Lors d'une ingestion de nickel, le pourcentage d'absorption est au maximum 10 % par dose ingérée pour les composés solubles (Reichl, 2010). Cette voie s'applique à l'ensemble de la population; toutefois, les travailleurs d'usines peuvent être davantage exposés puisque le mucus de leurs voies nasales peut contenir de fortes teneurs en nickel qui viennent augmenter la concentration de nickel ingéré (Environnement Canada et Santé Canada, 1994c; ATSDR, 2005a). Le taux et la vitesse d'absorption du nickel sont supérieurs lors d'ingestion d'eau comparativement à la prise d'aliments. Le taux d'absorption est 40 fois plus élevé lors de consommation d'eau de boisson (INERIS, 2006).

- Effets sur la santé

Bien qu'elle soit définie comme étant peu importante, la voie par contact cutané peut engendrer une dermatite de contact. Cette atteinte de la peau est causée à la suite d'une réaction allergique avec le nickel, bien que tous les individus ne sont pas susceptibles de développer cette hypersensibilité de la peau lors d'un contact avec des composés nickélifères (ATSDR, 2005a; Association des allergologues et immunologues du Québec (AALQ), 2013). Une inhalation de fortes teneurs en nickel peut déclencher une inflammation dans les poumons. Des troubles gastro-intestinaux ont été décrits dans une étude impliquant des travailleurs ayant consommé une eau contenant du chlorure et sulfate de nickel; cependant, une quantité d'acide borique était également présente dans cette eau de boisson, ce qui ne permet pas d'affirmer que ces symptômes sont reliés uniquement à la consommation de nickel (ATSDR, 2005a).

Certains composés de nickel possèdent un potentiel cancérigène lorsqu'ils sont absorbés par voie respiratoire (IARC, 2013). Ces composés correspondent aux formes oxygénées et sulfurées solubles du nickel (Santé Canada, 2010b). Une incidence du cancer du poumon a été observée chez des travailleurs d'usine exposés à des poussières de nickel (ATSDR, 2005a).

- Élimination de l'organisme

Le nickel est excrété rapidement de l'organisme par la voie urinaire. Cette voie constitue le principal mécanisme d'élimination de cet élément chez l'humain. Les fèces contribuent également à l'évacuation des excès de ce métal; cependant, les proportions excrétées sont faibles comparativement à celles contenues dans les urines. Le nickel trouvé dans les fèces correspond en grande majorité au nickel qui a été ingéré par l'individu, mais qui n'a pas été absorbé par l'organisme (ATSDR, 2005a).

2.6 Plomb

Le plomb (Pb) est un métal malléable, ductile et résistant à la corrosion; il a une couleur gris bleuté et son numéro atomique correspond à 82 (CNRC, 2008b; Santé Canada, 2013b). Ses états d'oxydation sont le 0, + II et + IV; toutefois, l'état divalent prédomine dans l'environnement (Santé Canada, 2013b). Le plomb se présente sous forme organique telle que ses composés tétraalkyle, trialkyle et dialkyle de plomb ou sous forme inorganique telle que ses carbonates, oxycarbonates, oxydes et halogénures de plomb (Santé Canada, 2010b). La forme métallique du plomb Pb^0 est inorganique et possède une faible solubilité (CCME, 1999g).

- Sources d'émissions naturelles et anthropiques

Des émissions et dispersions naturelles de particules de plomb ont lieu à partir des éruptions volcaniques, de l'érosion des sols et du soulèvement des poussières du sol. Ces sources ne constituent toutefois qu'une faible portion des origines de ce métal dans l'environnement, les principales étant d'origines anthropiques (ATSDR, 2007b). Ces dernières sont l'exploitation minière, les fonderies et les raffineries de plomb ou de minerais dans lequel le plomb est un sous-produit (ATSDR, 2007b; Santé Canada, 2013b). L'industrie de la sidérurgie rejette également de grands volumes de plomb dans les milieux hydriques (INERIS, 2003). Dans une moindre proportion, la combustion de charbon et l'incinération des déchets résiduels libèrent des concentrations de plomb dans l'atmosphère. Bien que son usage soit interdit de nos jours dans les

véhicules, l'essence au plomb qui contenait du tétraéthyle de plomb comme agent antidétonant jusqu'en 1992 a été un grand contributeur de la dispersion du plomb dans l'environnement (Santé Canada, 2013b).

- Devenir dans l'environnement

Des concentrations de plomb sont détectées dans les milieux aquatiques, les sols et l'atmosphère. Lorsqu'elles sont rejetées dans l'atmosphère par une source naturelle ou anthropique, les particules de plomb peuvent être transportées sur de plus ou moins grandes distances dépendamment de leur taille. Les sols s'avèrent des puits naturels de plomb dans l'environnement (Santé Canada, 2013b). N'étant pas volatil, peu soluble et présentant un fort potentiel d'absorption aux particules d'argile et aux matières organiques, le plomb persiste dans ce milieu. De plus, comme les dépôts humides et secs constituent le principal mécanisme d'épuration de l'air, une forte concentration de plomb est présente dans les niveaux pédologiques supérieurs et tend à s'y accumuler; subséquemment, seule une faible fraction du plomb résidant dans les sols est lessivé jusqu'aux eaux souterraines (ATSDR, 2007b). Ce sont principalement les acides organiques solubles du sol qui lessivent les composés de plomb vers les profondeurs du sol (CCME, 1999g). Dans les eaux, les concentrations de plomb sont relativement plus faibles comparativement à celles présentes dans l'atmosphère et les sols. Lorsqu'ils pénètrent dans le milieu aquatique, les composés ont tendance à précipiter en présence de carbonates et de sulfures ou à se déposer dans les sédiments. Pour les organismes aquatiques, ceux-ci constituent une source importante d'exposition au plomb (CCME, 1999f).

Le plomb est reconnu comme étant bioaccumulable chez les organismes terrestres et aquatiques; par contre, aucune bioamplification de ce métal dans la chaîne alimentaire n'a été constatée (ATSDR, 2007b).

- Voies d'exposition possibles

Les deux principales voies d'exposition au plomb sont l'ingestion et l'inhalation. Pour la population en général, l'absorption par ingestion constitue la voie prédominante (Santé Canada, 2013b). Les aliments, les sols, l'eau potable et les poussières domestiques contiennent des concentrations de plomb, généralement à l'état de trace; ceci expose chaque individu à ce métal (Santé Canada, 2010b). Toutefois, plusieurs sont davantage exposés que la moyenne de la population à cause des facteurs suivants : ils résident près d'une industrie qui rejette du plomb, leur résidence contient des peintures au plomb ou la tuyauterie de leur habitation est construite avec des matériaux de plomb

(INERIS, 2003; Santé Canada, 2013b). Lorsqu'ingérées, les particules de ce métal sont absorbées par le tractus gastro-intestinal avec un taux d'absorption égale à 10 % de la dose chez un individu adulte. L'absorption est plus élevée chez les jeunes enfants où son taux peut atteindre plus de 40 % (Santé Canada, 2010b). De plus, une déficience en fer ou en calcium favorise une absorption du plomb par l'organisme. Le danger lié à l'inhalation de plomb ainsi que le taux d'absorption dépendent de la taille et de la solubilité des particules qui se déposent dans les voies respiratoires. Les plus petites d'entre elles peuvent atteindre les alvéoles des poumons où elles sont absorbées par phagocytose; la forme inorganique y est absorbée à près de 95 % de la dose inhalée. Les plus grosses particules sont, quant à elles, captées dans le mucus qui peut être exporté dans l'œsophage (ATSDR, 2007b).

- Effets sur la santé

Des effets indésirables sur la santé humaine sont observés dans toutes les catégories d'âges, bien que les nourrissons et les jeunes enfants soient davantage des groupes à risque puisque leur organisme est en pleine croissance (Santé Canada, 2013b). Considérant que le plomb ait tendance à s'accumuler dans les os, il peut affecter tous les tissus du corps humain; entre autres, le cerveau, le foie et les reins sont touchés par sa toxicité. Des troubles neurologiques du développement, des effets neurodégénératifs et des dérèglements des systèmes cardiovasculaires et rénaux sont dus au plomb; ils surviennent généralement à la suite d'une exposition chronique (ATSDR, 2007b; Santé Canada, 2013a). Lors d'une exposition aiguë, des vomissements, de la diarrhée, des convulsions ou même le coma et la mort sont les symptômes constatés (Santé Canada, 2010b). Un enfant soumis à une exposition aiguë au plomb peut développer une encéphalopathie (ATSDR, 2007b). L'organisme *U.S. Environmental Protection Agency* (USEPA) a établi que l'organisme emmagasine le plomb dans ses os; un enfant entrepose près de 70 % de sa charge corporelle totale et un adulte près 90 % (Santé Canada, 2010b). La demi-vie du plomb accumulé dans l'organisme est estimée entre 20 et 30 ans dans un corps adulte. Certaines situations particulières telles que la grossesse, l'allaitement, la ménopause, l'alitement prolongé, l'hyperparathyroïdie et l'ostéoporose peuvent entraîner le relâchement de plomb dans la circulation sanguine. En condition de grossesse, le fœtus peut être exposé à des concentrations de plomb puisque ce métal a le pouvoir de traverser la barrière placentaire (INERIS, 2003; Santé Canada, 2010b).

Les composés inorganiques de plomb se classent parmi les agents probablement cancérogènes pour l'homme, soit dans le groupe 2A de l'IARC, alors que ses composés organiques sont parmi les agents inclassables (groupe 3) (IARC, 2013).

- Élimination de l'organisme

Lorsque le plomb est absorbé, celui-ci se dissémine dans tout le corps par la circulation sanguine. À cette étape, il est soit excrété ou soit accumulé dans les tissus de l'organisme (Santé Canada, 2010b). Les voies urinaire et fécale sont les principaux mécanismes d'excrétion du plomb. D'autres mécanismes d'élimination existent chez l'humain, à savoir la sueur, la salive et le lait maternel; cependant, le taux de plomb excrété y est beaucoup plus faible que dans les urines et les fèces. L'entreposage du plomb dans les cheveux et les ongles constituent également un autre mode d'élimination (ATSDR, 2007b).

2.7 Zinc

Le zinc (Zn) est un métal de transition positionné au numéro 30 du tableau périodique des éléments. D'un aspect blanc bleuté, sa forme élémentaire résiste à la corrosion et il s'avère insoluble dans l'eau (CCME, 1999h; CNRC, 2012e). Il a deux degrés d'oxydation, soit 0 et + II (Lide, 2002). La forme métallique Zn^0 du zinc est rarement observée dans l'environnement; son état divalent y prédomine et il a tendance à se lier autant à des composés organiques pour former des complexes stables qu'à des composés inorganiques. La solubilité de ces composés de zinc varie d'une forme à l'autre; les oxydes, les carbonates, les phosphates et les silicates de zinc sont insolubles alors que les sulfates et les chlorures de zinc sont solubles (CCME, 1999h; ATSDR, 2005b).

- Sources d'émissions naturelles et anthropiques

Les rejets de zinc en provenance de sources anthropiques excèdent largement les émissions de type naturel (ATSDR, 2005b). Parmi ces activités d'origine anthropique, la galvanisation de l'acier et du fer ainsi que la fabrication de laiton et de bronze correspondent aux principales sources d'émission. Le zinc et ses composés sont également utilisés par diverses autres industries, notamment celle du caoutchouc, des produits chimiques, de la peinture et des pesticides; ceci amplifie la dispersion de ce métal dans l'environnement (Santé Canada, 1987b; ATSDR, 2005b; U.S. Geological Survey (USGS), 2013). Quant à elles, les émissions naturelles de particules de zinc dans l'atmosphère

proviennent des éruptions volcaniques, des feux de forêt et de l'érosion aérienne des sols (ATSDR, 2005b).

- Devenir dans l'environnement

À la suite des diverses activités qui génèrent des émissions de zinc, la présence de ce métal dans toutes les sphères de l'environnement n'est pas surprenante. Dans l'atmosphère, les fumées de zinc peuvent parcourir de longues distances selon la taille des particules. Celles-ci finissent par se déposer au sol par dépôts humides ou secs (ATSDR, 2005b). Le zinc présent dans les milieux aquatiques provient en grande partie de dépôts atmosphériques et de ruissellement. Lorsque les composés de zinc atteignent les eaux, ils se lient rapidement aux matières organiques ainsi qu'aux oxydes de fer et de manganèse puis ils précipitent dans les sédiments. Ces derniers constituent une voie d'exposition relativement importante pour le biote aquatique (CCME, 1999h; ATSDR, 2005b). L'efficacité de ce processus d'épuration dépend entre autres du pH, du potentiel redox et de la salinité de l'eau (ATSDR, 2005b). Au niveau des sols, les composés de zinc sont notamment adsorbés aux matières organiques du sol pour former des complexes stables. Le pH est un facteur important qui a le potentiel d'affecter la mobilité du zinc dans les sols. À faible pH, le zinc est mobile puisqu'il y est plus soluble; un sol acide engendre donc un lessivage plus fréquent du zinc et une possible atteinte des eaux souterraines (CCME, 1999h).

- Voies d'exposition possibles

Pour la population en général, la principale voie d'exposition au zinc est l'ingestion. Ce métal est présent autant dans les aliments que dans l'eau de consommation. Sa biodisponibilité est toutefois plus grande dans l'eau puisque la présence de phytates dans les aliments, tels que dans les céréales et les légumineuses, réduit son absorption (Santé Canada, 1987b). Un individu qui adopte une diète nutritionnelle équilibrée absorbe en moyenne entre 20 et 30 % du zinc par dose consommée (ATSDR, 2005b). Lorsqu'il y a une carence de zinc dans l'organisme, ce dernier augmente son taux d'absorption afin de contrer ce manque. Inversement, une forte présence de zinc dans le corps minimise les concentrations absorbées au niveau de l'intestin (Santé Canada, 1987b). L'absorption par inhalation constitue une voie importante pour les travailleurs qui sont exposés à des poussières de zinc. La taille et la solubilité des particules inhalées sont les deux principaux facteurs qui influencent le taux d'absorption par la voie respiratoires (ATSDR, 2005b; INERIS, 2005). L'absorption par contact cutané est considérée comme marginale (INERIS, 2005).

- Effets sur la santé

Le zinc est un élément essentiel à l'organisme humain, animal et végétal. La prise quotidienne d'une certaine concentration de zinc est même recommandée (ATSDR, 2005b). Un mécanisme homéostatique régule sa concentration corporelle, ce qui permet d'éviter qu'il y ait une accumulation excessive (Santé Canada, 1987b). Toutefois, certains effets peuvent survenir lors d'une exposition aiguë à certains composés tels que l'oxyde et le chlorure de zinc. L'inhalation de fortes concentrations d'oxyde de zinc peut provoquer la fièvre des fondeurs, laquelle se caractérise par des frissons, de la fièvre, une dyspnée et des douleurs musculaires. Ces symptômes disparaissent dans les 24 à 48 heures suivant l'exposition (Comité Médical Provincial en Santé au Travail du Québec (CMPSATQ), 1998; ATSDR, 2005b). L'inhalation de fumée de chlorure de zinc provoque sensiblement les mêmes symptômes; par contre, ce composé est reconnu comme étant plus dommageable que l'oxyde de zinc. Une intoxication aiguë au zinc par ingestion, bien que rarement constatée, provoque des troubles gastro-intestinaux et de la diarrhée (ATSDR, 2005b).

En termes de cancérogénicité, le zinc est considéré comme étant non-cancérogène (ATSDR, 2005b).

- Élimination de l'organisme

Comme il existe peu d'études sur les voies d'élimination du zinc lorsqu'il y a inhalation de ce métal par un individu, les mécanismes d'excrétion présentés dans cette section sont associés aux cas d'ingestion de zinc; les principales sont les voies urinaire et fécale. De faibles concentrations de zinc peuvent également être excrétées par la salive et la sueur ou être entreposées dans les cheveux (ATSDR, 2005b).

3. CUEILLETTE DES DONNÉES

Avec la participation de l'entreprise *Waste Management Quebec inc.*, il a été possible de dresser un portrait sommaire qui présente les concentrations de métaux analysés dans un certain nombre de puits privés avoisinant le LET ainsi que dans plusieurs puits d'observation installés au site. À partir des puits d'observation, des analyses ont été réalisées pour la nappe libre de surface et la nappe semi-captive. Pour chaque puits, que ce soit un puits privé ou un puits d'observation, plus d'un échantillon a été prélevé à différents intervalles.

En premier lieu, il sera question des puits privés installés à des résidences voisines du site d'enfouissement. Les concentrations en métaux pour chacun des puits privés sont présentées à l'annexe 1. Il est important de préciser que les valeurs présentées à l'annexe 1 représentent les concentrations de métaux qu'ingèrent directement les résidants puisque l'échantillon d'eau analysé provient du robinet des résidences (Lacombe, 2012). La figure 3.1 présente la localisation de ces puits par rapport au LET.

En plus des métaux concernés dans la nappe libre de surface et la nappe semi-captive ultérieurement présentés, les analyses des puits privés tiennent aussi compte de la teneur en arsenic. Une rapide analyse des données de l'annexe 1 indique que les deux éléments présentant des concentrations au-delà des normes citées dans les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* établies par Santé Canada et dans le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (RQEP) au Québec sont l'arsenic et le manganèse. Des concentrations d'arsenic ont été retrouvées dans les sept puits privés échantillonnés, mais plus de la moitié contient des teneurs supérieures à la valeur limite. Cette valeur, imposée par Santé Canada et à laquelle le Québec s'est récemment soumis, est 0,010 mg As/L. Le manganèse, quant à lui, ne s'est révélé être au-dessus de la norme que dans seulement deux puits, lesquels sont rapprochés l'un de l'autre comparativement aux autres résidences sélectionnées.



Figure 3.1 Localisation des puits privés sélectionnés (encerclés) pour l'analyse de la qualité de l'eau potable aux environs du LET à Saint-Nicéphore.

En second lieu, la figure 3.2 expose les puits d'observation qui ont été choisis pour l'analyse de la nappe libre de surface. Les données relatives à chacun de ces puits sont présentées à l'annexe 2. Le manganèse s'est révélé être présent à des concentrations supérieures à la valeur limite émise dans le REIMR pour la majorité des puits, c'est également le cas pour le nickel, mais dans une moindre mesure; en fait, seulement un puits indiquait une valeur légèrement supérieure à la norme pour le nickel. Dans la nappe libre de surface, une moyenne globale de 1,83 mg Mn/L a été calculée. Comme la norme pour les eaux souterraines du REIMR est 0,05 mg Mn/L, une hausse voisine de 1,8 mg Mn/L est observée. Quant au nickel, les données précisent qu'il y a eu une hausse d'environ 0,02 mg Ni/L comparativement à la valeur limite établie dans le REIMR qui est 0,02 mg Ni/L. Il est

pertinent de mentionner que les eaux de la nappe libre de surface ont un potentiel de résurgence, ce qui pourrait avoir un impact au niveau de l'écotoxicologie pour le milieu environnant.

(inspiré de : Golder Associés Ltée, 2012)

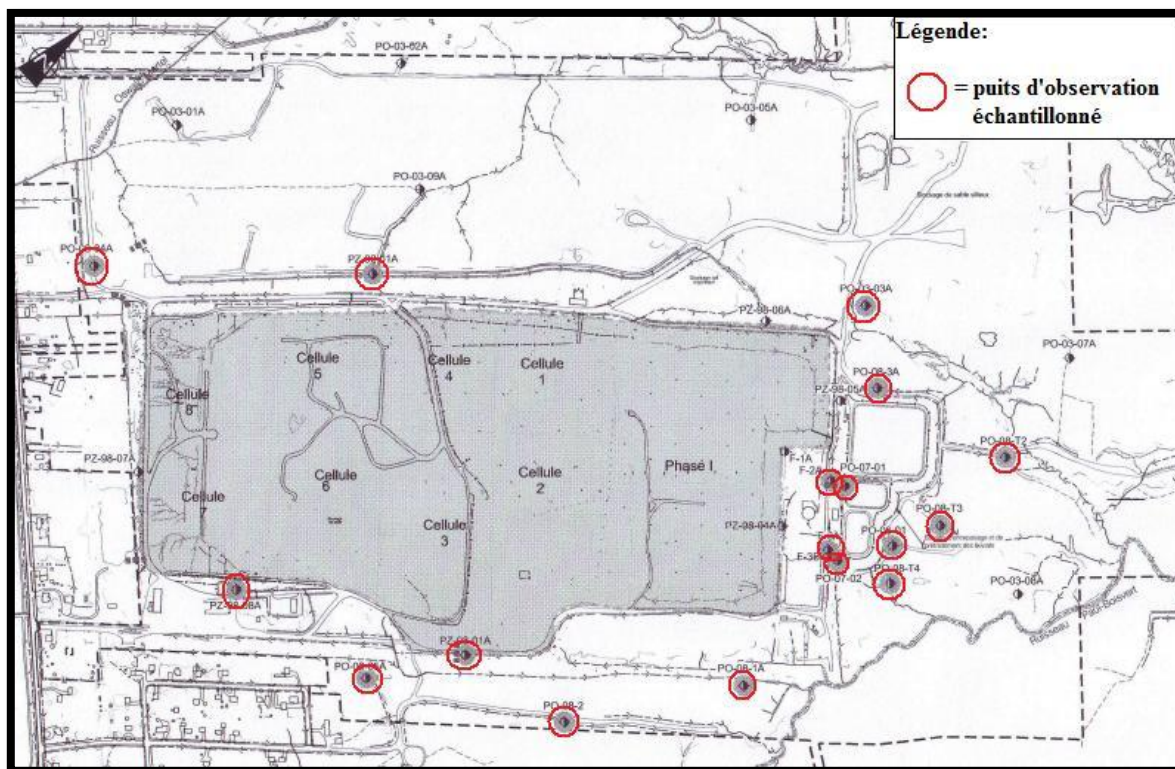


Figure 3.2 Localisation des puits d'observation sélectionnés pour l'analyse des teneurs métalliques de la nappe libre de surface au LET à Saint-Nicéphore.

En troisième lieu, des données obtenues aux puits d'observation de la nappe semi-captif sont exposées à l'annexe 3. Pour l'ensemble de ces puits, seul le manganèse a été observé à des valeurs qui dépassent la valeur limite présentée dans le REIMR. Parmi un total de 26 échantillons, seulement six d'entre eux montrent ce dépassement pour une moyenne de 0,41 mg Mn/L. Si cette valeur moyenne est comparée à la valeur limite établie dans le REIMR, qui est 0,05 mg Mn/L, une hausse d'un peu moins de 0,4 mg Mn/L est constatée.

La figure 3.3 présente les différents puits d'observation qui ont été sélectionnés pour l'analyse des eaux souterraines de la nappe semi-captive ainsi que leur localisation au site d'enfouissement. La suppression de la couche imperméable, laquelle confine la nappe semi-captive aux abords du socle rocheux, peut entraîner la résurgence de celle-ci (*ibid.*).

Afin d’obtenir une vue d’ensemble des teneurs métalliques présentes dans les eaux souterraines du secteur du LET à Saint-Nicéphore, les valeurs ont été regroupées. Les tableaux 3.1 et 3.2 comparent les teneurs moyennes obtenues à partir des teneurs constatées dans les puits privés et dans les piézomètres du site d’enfouissement par rapport aux normes de qualité des eaux souterraines. Lorsqu’il y a dépassement des normes, une moyenne des valeurs en excès a été établie. Pour faciliter la compréhension de la problématique, les données préoccupantes sont exposées en caractères gras aux tableaux 3.1 et 3.2.

Tableau 3.1 Concentrations moyennes des puits privés par rapport aux normes de qualité de l'eau potable établies par le RQEP et Santé Canada.

	Normes de qualité de l'eau potable (µg/L)		Eaux souterraines hors des limites du site d'enfouissement (µg/L)
Métaux	RQEP	Santé Canada	Puits privés
Arsenic	10	10	16
Cadmium	5	5	<1
Chrome	50	50	<22
Manganèse	---	50	188
Nickel	---	---	<10
Plomb	10	10	<1
Zinc	---	5 000	12

(compilation d'après : RQEP, Annexe 1; Santé Canada, 2012 et Waste Management, 2012)

Tableau 3.2 Concentrations moyennes des piézomètres par rapport aux normes de qualité des eaux souterraines établies par le REIMR.

	Normes de qualité en provenance du REIMR (µg/L)	Eaux souterraines dans les limites du site d'enfouissement (µg/L)	
Métaux	Eaux souterraines	Nappe libre de surface	Nappe semi-captive
Cadmium	5	<1	<1
Chrome	50	<30	<30
Manganèse	50	1 830	410
Nickel	20	45	<10
Plomb	10	<1	<1
Zinc	5 000	9	9

(compilation d'après : REIMR, article 57 et Waste Management, 2009)

4. ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES

Ce présent chapitre abordera principalement les dernières étapes de l'évaluation du risque, le but final étant de déterminer si l'exposition détaillée dans ce document peut engendrer des effets indésirables sur la santé. Les paramètres d'expositions et les équations utilisés tout au long de ce processus d'évaluation proviennent du document intitulé *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* publié par l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) en 2012.

4.1 Estimation de la source de contamination

Avant d'effectuer les calculs d'estimation du risque toxicologique, il faut définir les paramètres de la population ciblée. Pour le cas présenté dans ce document, il est question exclusivement de résidences familiales vivant en milieu rural. Étant résidents permanents, la durée du temps passé dans la zone d'étude est fixée à 365 jours par année. L'eau potable est accessible par pompage des eaux souterraines contrairement à d'autres habitations qui bénéficient du réseau d'aqueduc de la Ville de Drummondville. Selon les données sur les concentrations analysées dans l'eau du robinet, l'arsenic et le manganèse sont en excès comparativement à la norme de qualité de l'eau potable.

Comme la problématique observée implique les eaux souterraines et que des résidents s'approvisionnent en eau potable à partir des nappes souterraines, la voie d'exposition étudiée est l'ingestion par eau potable. D'autres voies d'exposition pour les humains sont envisageables, telles que l'inhalation et le contact cutané; cependant, elles s'avèrent souvent faibles (Van Coillie, 2012). Les vapeurs émises lors de la prise de douche peuvent favoriser une absorption de ces métaux par les voies respiratoires; par contre, le volume inhalé reste minime puisque l'arsenic et le manganèse sont peu volatils (*ibid.*). L'ingestion d'eau potable est donc le type d'exposition qui présente le plus grand risque toxicologique pour la population rurale du secteur de Saint-Nicéphore.

4.2 Calcul des expositions

Seuls l'arsenic et le manganèse sont considérés pour déterminer leur niveau d'exposition et leur niveau de risque chez la population cible. Au lieu des concentrations moyennes de l'arsenic et du manganèse (tableau 3.1), les valeurs des limites supérieures de l'intervalle de confiance avec 95 % de probabilité (LSIC 95) ont été privilégiées pour l'exposition de la population comme recommandé par l'INSPQ (2012). Le tableau 4.1 résume les valeurs des LSIC 95 pour ces deux éléments.

Tableau 4.1 Valeurs relatives aux calculs de la LSIC 95 pour les métaux sélectionnés dans les puits privés

	Puits privés	
Métaux	Arsenic	Manganèse
Nombres	9	6
Moyennes*	0,016	0,188
Écarts types*	0,003	0,09
Erreurs types*	0,001	0,04
Coefficients de <i>Student</i> (0,05)	2,306	2,571
LSIC 95*	0,018	0,282

* Valeurs exprimées en mg/L.

Pour l'estimation de l'exposition, cinq classes d'âges sont prises en compte. Le tableau 4.2 présente le poids corporel et la consommation d'eau potable associés à chacune des cinq classes d'âges. Les valeurs du poids corporel sont les valeurs retenues par l'INSPQ (2012). Quant aux valeurs de la consommation d'eau potable, celles-ci comprennent l'ingestion d'eau du robinet et l'ingestion d'autres boissons à base d'eau; elles sont mentionnées par l'INSPQ (2012).

Tableau 4.2 Poids corporel et consommation d'eau estimés selon les classes d'âges

Classes d'âges	Intervalles des classes d'âges	Durées des classes d'âges (années)	Poids corporels (kg)	Consommations d'eau potable (L/j)
Nourrissons	<0,5 an	0,5	6,7	0,521
Tout-petits	0,5 à <5 ans	4,5	14,9	0,728
Enfants	5 à <12 ans	7	30,4	0,985
Adolescents	12 à <20 ans	8	61,1	1,232
Adultes	20 ans et +	50	74,6	1,528

(compilation d'après : INSPQ, 2012, p. 24, p. 26 et p. 31)

À partir de ces dernières données (tableau 4.2) et des valeurs de LSIC 95 (tableau 4.1), des doses d'ingestion quotidienne d'arsenic et de manganèse ont été estimées pour chacune des classes d'âges mentionnées. Le calcul de la dose d'exposition est basé sur l'équation 4.1.

$$D_e = \frac{C_e \times QI_e \times FE}{P} \quad (\text{équation 4.1})$$

Où :

D_e = Dose d'ingestion d'eau potable (mg/kg/jour)

C_e = Concentration du contaminant dans l'eau potable (mg/L)

QI_e = Volume d'eau potable ingéré par jour en fonction de la classe d'âges (L/jour)

FE = Fréquence d'exposition; nombre de jours d'exposition par an divisé par 365 jours (sans unité)

P = Poids corporel en fonction de la classe d'âges (kg)

Les résultats des doses d'arsenic ingérées en fonction des différentes classes d'âges sont indiqués au tableau 4.3 tandis que ceux concernant l'ingestion de manganèse sont exposés au tableau 4.4.

Tableau 4.3 Estimations des doses d'arsenic ingérées selon les classes d'âges

Classes d'âges	Concentrations d'arsenic dans l'eau (mg/L)	Consommations d'eau potable (L/j)	Fréquence d'exposition	Poids corporels (kg)	Doses ingérées d'arsenic (mg/kg/j)
Nourrissons	0,018	0,521	1	6,7	0,0014
Tout-petits	0,018	0,728	1	14,9	0,0009
Enfants	0,018	0,985	1	30,4	0,0006
Adolescents	0,018	1,232	1	61,1	0,0004
Adultes	0,018	1,528	1	74,6	0,0004

Tableau 4.4 Estimations des doses de manganèse ingérées selon les classes d'âges

Classes d'âges	Concentrations de manganèse dans l'eau (mg/L)	Consommations d'eau potable (L/j)	Fréquence d'exposition	Poids corporels (kg)	Doses ingérées de manganèse (mg/kg/j)
Nourrissons	0,282	0,521	1	6,7	0,0219
Tout-petits	0,282	0,728	1	14,9	0,0138
Enfants	0,282	0,985	1	30,4	0,0091
Adolescents	0,282	1,232	1	61,1	0,0057
Adultes	0,282	1,528	1	74,6	0,0058

4.3 Estimation des risques toxicologiques

L'INSPQ (2012) recommande des méthodes pour estimer les risques cancérogènes et non cancérogènes. Ces méthodes se basent sur des formules qui intègrent des coefficients de cancérogénicité pour les risques cancérogènes et des valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour les risques non cancérogènes. Les sous-sections qui suivent détaillent les cheminements empruntés pour déterminer s'il y a présence de risques cancérogènes et de risques non cancérogènes.

4.3.1 Risques toxicologiques cancérogènes

L'estimation d'un risque de cancer prévoit l'excès de cancer qui résulte d'une exposition à vie à un contaminant cancérogène (INSPQ, 2012). La formule pour obtenir ce risque additionnel de cancer est présentée dans l'équation 4.2.

$$R_{cancer} = D_{moy} \times C_{can} \quad (\text{équation 4.2})$$

Où :

R_{cancer}	= Risque cancérogène
D_{moy}	= Dose d'exposition moyenne entre 0 et 70 ans (mg/kg-j)
C_{can}	= Coefficient de cancérogénicité ((mg/kg-j) ⁻¹)

La dose moyenne d'exposition à vie, soit 70 ans, correspond à la sommation des doses d'exposition par classe d'âges, lesquelles sont multipliées par l'intervalle de la classe d'âges appropriée. Ces intervalles correspondent aux durées des classes d'âges; ils ont été identifiés dans le tableau 4.2. L'obtention de cette dose moyenne est basée sur l'équation 4.3 qui suit.

$$D_{moy} = \frac{\sum_{i=1}^5 D_i \times T_i}{\sum_{i=1}^5 T_i} \quad (\text{équation 4.3})$$

Où :

D_{moy}	= Dose d'exposition moyenne entre 0 et 70 ans (mg/kg/j)
D_i	= Dose d'exposition moyenne de la classe d'âges i (mg/kg/j)
T_i	= Nombre d'années comprises dans la classe d'âges i

L'application des équations 4.2 et 4.3 a été limitée à l'arsenic qui, parmi les deux métaux concernés par les dépassements de normes de qualité (voir le tableau 3.1), est le seul métal reconnu cancérigène (IARC, 2013). Aucune valeur associée au bruit de fond n'a été ajoutée dans le calcul du risque cancérigène (INSPQ, 2012). Le risque cancérigène de l'arsenic est présenté dans le tableau 4.5.

Tableau 4.5 Valeurs relatives au risque de cancer pour l'arsenic

Métal	Dose moyenne d'exposition à vie (mg/kg/j)	Coefficient de cancérigénité* (mg/kg/j) ⁻¹	Risque cancérigène
Arsenic	4,6 x 10 ⁻⁴	1,5	6,9 x 10 ⁻⁴

(*) (Integrated Risk Information System (IRIS), 1998)

Le calcul révèle 6,9 excès de risque de cancer pour 10 000 personnes; cette valeur est supérieure à un excès de risque de cancer pour un million de personnes, lequel est acceptable (INSPQ, 2012).

4.3.2 Risques toxicologiques non cancérigènes

Les effets non cancérigènes font référence à des complications ou troubles qui se développent, aux niveaux neurologique, physiologique, endocrinien ou immunitaire, à la suite d'une exposition chronique ou aiguë à une ou plusieurs substances présentes dans l'environnement (Santé Canada, 2010b). D'après les données fournies par WM, il a été possible de conclure que les individus qui résident à proximité du site d'enfouissement ne sont pas soumis à des concentrations aiguës de métaux, puisque les concentrations recensées sont proches des normes; subséquemment, seuls les risques d'effets chroniques sont évalués dans cette section.

Selon les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* de l'INSPQ (2012), l'estimation du risque non cancérigène doit comprendre trois évaluations distinctes. La première doit correspondre à l'exposition à un bruit de fond, la seconde doit prendre en compte l'exposition face à la situation problématique et la troisième cumule les deux premières expositions. Pour les habitants du secteur, les concentrations en métaux analysées dans les échantillons d'eau potable sont des teneurs naturelles dans les eaux souterraines et la proximité du site d'enfouissement n'a aucun impact évident sur ces concentrations. Il s'ensuit que l'évaluation du risque d'effets non cancérigènes est associée surtout à un bruit de fond.

La formule recommandée par l'INSPQ (2012) pour estimer le risque d'effets non cancérogènes est présentée à l'équation 4.4.

$$IR_{nc} = \frac{D_{moy}}{VTR} \quad (\text{équation 4.4})$$

Où :

IR_{nc} = Indice de risque non cancérogène
D_{moy} = Dose moyenne d'exposition par classe d'âges (mg/kg/j)
VTR = Valeur toxicologique de référence (mg/kg/jour)

Pour réaliser ce type de calcul, une VTR doit être attribuée à chacun des deux métaux concernés par des dépassements de normes (voir le tableau 3.1). Différentes valeurs de VTR sont proposées par un grand nombre d'organismes. Cette variété de VTR s'explique par la différence des méthodes et des scénarios d'exposition choisis pour déterminer cette valeur. Une sélection a dû être réalisée parmi les VTR disponibles. Celle-ci s'est limitée, dans un premier temps, aux principales banques de données publiques nationales et internationales suggérées par l'INSPQ (2012) soit Santé Canada, l'Organisation mondiale de la Santé, l'*Integrated Risk Information System* (IRIS) et l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR). Une deuxième sélection a permis d'extraire les VTR récemment révisées. Le tableau 4.6 expose la VTR retenue pour le calcul de l'indice de risque par métal.

Tableau 4.6 Valeurs toxicologiques de référence de l'arsenic et du manganèse pour une exposition par voie orale

Métaux	Doses de référence pour l'exposition par voie orale (mg/kg/j)
Arsenic	3,0 x 10 ⁻⁴
Manganèse	5,0 x 10 ⁻²

(compilation d'après: IRIS, 1998 et IRIS, 1995)

En divisant les doses ingérées par jour estimées dans les tableaux 4.3 et 4.4 par les VTR du tableau 4.6, un indice de risque non cancérogène a été calculé pour chaque classe d'âges par métal. Les indices de risque non cancérogène obtenus sont exposés au tableau 4.7.

Tableau 4.7 Indices de risque non cancérogène calculés par métaux

Classes d'âges	Indices de risque non cancérogène par métaux	
	Arsenic	Manganèse
< 0,5 an	4,67	0,44
0,5 à <5 ans	3,00	0,28
5 à <12 ans	2,00	0,18
12 à <20 ans	1,33	0,11
20 ans et +	1,33	0,12

Des valeurs d'indices de risque non cancérogènes (IR_{nc}) inférieures ou égales à 1 sont souhaitables (INSPQ, 2012). Lorsqu'un IR_{nc} est supérieur à la valeur de 1, cela signifie qu'il y a présence d'un risque non cancérogène pour la population. Le tableau 4.7 permet de constater que l'ensemble des IR_{nc} associés à une exposition à l'arsenic présente des risques non cancérogènes formels pour toutes les catégories d'âges. Le risque est surtout présent pour les nourrissons (< 0,5 an). Le manganèse n'est pas préoccupant, car tous ses IR_{nc} sont inférieurs à la valeur 1.

5. ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES

Dans ce chapitre, une détermination des risques écotoxicologiques est réalisée. L'évaluation de risque écotoxicologique (ÉRE) est une ÉRE préliminaire puisque le but final est d'identifier s'il y a possibilité d'effets néfastes pour les récepteurs biologiques. La méthode est basée sur la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés* publiée par le CEAEQ en 1998.

5.1 Facteurs déterminants

Bien qu'une problématique générale ait été élucidée dans la mise en contexte, certains aspects sont à nouveau énumérés dans cette sous-section afin de mettre l'accent sur les facteurs qui ont déterminé le déclenchement d'une évaluation du risque écotoxicologique préliminaire. Ces derniers sont :

- certains métaux analysés ont des concentrations au-delà des valeurs limites des eaux souterraines émises dans le REIMR;
- présence d'un cours d'eau à proximité; le site d'enfouissement étant légèrement plus surélevé, il y a un écoulement des eaux souterraines vers la rivière Saint-François.

5.2 Récepteurs fauniques retenus

La réalisation d'une évaluation du risque écotoxicologique implique l'utilisation de récepteurs biologiques. Le CEAEQ (1998) définit un récepteur par « l'entité biologique ou écologique susceptible d'être affectée à la suite de l'exposition à une source de stress d'origine chimique, physique ou biologique » (CEAEQ, 1998, p.1). Plusieurs espèces en provenance de diverses phases de la chaîne alimentaire, telles que les micro-organismes, les invertébrés, les plantes, les poissons, les oiseaux et les mammifères terrestres, peuvent être utilisées comme récepteurs afin d'analyser l'impact d'un projet ou d'une situation.

Dans le secteur étudié où les risques potentiels sont attribués à la possibilité de résurgences des eaux souterraines, les seuls récepteurs qui semblent justifiés d'évaluer sont les mammifères. La majorité des récepteurs terrestres n'ont pas accès aux eaux souterraines et dans le cas des eaux de surface, celles-ci sont davantage une source d'exposition par ingestion d'eau pour les oiseaux et les mammifères. Les oiseaux ont été exclus, car malgré le fait qu'il y ait abondance de goélands au lieu

d'enfouissement, ces derniers se restreignent à la superficie du site, où un système de captage des eaux de surface traite ces eaux.

Parmi les mammifères, le campagnol des champs, le raton laveur ainsi que le tamia rayé ont été sélectionnés pour être les récepteurs biologiques de cette évaluation. Ce choix est basé sur leur présence dans la plupart des milieux du sud de la province du Québec (CEAEQ, 2006a; CEAEQ, 2006b; CEAEQ, 2006c).

5.3 Expositions fauniques

Tous les métaux identifiés dans le chapitre 2, lesquels ont été détectés dans les échantillons des piézomètres du LET, sont intégrés dans le processus d'évaluation des risques écotoxicologiques. Cela implique que l'arsenic est exclu de l'analyse en premier lieu. Par la suite, une sélection est faite en se basant sur les critères établis dans le REIMR et dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*, ci-après nommée *Politique*.

Les concentrations des métaux des eaux souterraines sont exprimées en LSIC 95 de la moyenne des échantillons. Dans le cas du manganèse et du nickel, la moyenne comprend les valeurs qui vont au-delà des critères émis dans le REIMR alors que, pour les autres métaux, l'ensemble des échantillons est utilisé pour calculer la moyenne. Toutefois, au niveau de la nappe semi-captive, aucune concentration de nickel n'a été observée au-delà de la norme; sa moyenne correspond ainsi à l'ensemble des échantillons utilisés. Le tableau 5.1 expose les données associées à la nappe libre de surface alors que le tableau 5.2 fait référence à la nappe semi-captive.

Tableau 5.1 Valeurs des LSIC 95 des métaux sélectionnés dans la nappe libre de surface

	Nappe libre de surface					
Métaux	Cadmium	Chrome	Manganèse	Nickel	Plomb	Zinc
Nombres	42	42	32	2	42	42
Moyennes*	<0,001	<0,030	1,830	0,045	0,0011	0,010
Écarts types*	0	0	1,91	0,007	0,0004	0,005
Erreurs types*	0	0	0,34	0,005	0,00006	0,0008
Coefficients de Student (0,05)	2,020	2,020	2,040	12,706	2,020	2,020
LSIC 95*	<0,001	<0,03	2,52	0,108	0,0012	0,012

* Valeurs exprimées en mg/L.

Tableau 5.2 Valeurs des LSIC 95 des métaux sélectionnés dans la nappe semi-captive

	Nappe semi-captive					
Métaux	Cadmium	Chrome	Manganèse	Nickel	Plomb	Zinc
Nombres	26	26	6	26	26	26
Moyennes*	<0,001	<0,030	0,413	<0,010	<0,001	0,0092
Écarts types*	0	0	0,143	0	0	0,0047
Erreurs types*	0	0	0,06	0	0	0,0009
Coefficients de Student (0,05)	2,060	2,060	2,571	2,060	2,060	2,060
LSIC 95*	<0,001	<0,03	0,563	<0,01	<0,001	0,011

* Valeurs exprimées en mg/L.

Comme expliqué dans le chapitre 3, le manganèse et le nickel sont les deux métaux qui se trouvent en excès relativement aux critères du REIMR dans la nappe libre de surface alors qu'il y a seulement le manganèse qui dépasse la norme dans le cas de la nappe semi-captive. Toutefois, les métaux concernés pour l'ÉRE préliminaire ne se limitent pas à ces derniers, car une autre réglementation est applicable dans ce type de situation; la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* publiée en 1998 par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) doit également être considérée. Cette dernière précise les critères normés applicables lorsqu'il y a résurgence dans les eaux de surface ou lorsqu'il y a infiltration dans les égouts. La contamination envisagée pour les espèces vivantes du

secteur correspond à une résurgence des eaux souterraines. Le *Politique* permet ainsi d'établir des limites à respecter pour éviter une contamination. Les valeurs des critères normés applicables aux contaminations des eaux souterraines sont spécifiées dans le tableau 5.3.

Tableau 5.3 Critères normés applicables aux eaux souterraines dans la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*

Métaux	Critères normés d'eau souterraine (mg/L)	
	Limites analytiques (LQM)	Résurgences dans les eaux de surface ou d'infiltration dans les égouts
Cadmium	0,001	0,002
Chrome	0,035	N/D
Manganèse	0,003	N/D
Nickel	0,013	0,260
Plomb	0,001	0,034
Zinc	0,003	0,067

N/D = non disponible
(inspiré de : MDDEFP, 2002)

Selon les informations disponibles, aucune donnée n'a été observée au-delà des critères normés de la *Politique* dans la nappe libre de surface ni dans la nappe semi-captive. Toutefois, il n'y a pas de données disponibles sur les critères normés pour le chrome ni pour le manganèse. Afin de ne rien laisser au hasard, le chrome est ajouté à la liste des métaux susceptibles de provoquer un risque écotoxicologique; le manganèse l'est déjà. Le chrome, le manganèse et le nickel pourraient entraîner un risque à la suite d'une résurgence de la nappe libre de surface alors que, dans le cas de la nappe semi-captive, seuls le chrome et le manganèse sont possiblement des agents de contamination.

La combinaison des teneurs par métal a fourni de nouvelles valeurs de concentrations qui ont été comparées aux critères normés du REIMR et de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Cette combinaison correspond à une sommation des valeurs des LSIC 95 obtenues pour la nappe libre de surface et la nappe semi-captive. Les données sont présentées dans le tableau 5.4.

Tableau 5.4 Valeurs combinées des nappes d'eau souterraine par métal

	Combinaison des concentrations des métaux de la nappe libre de surface et de la nappe semi-captive					
Métaux	Cadmium	Chrome	Manganèse	Nickel	Plomb	Zinc
Nombres	68	68	38	28	68	68
Valeurs combinées*	< 0,002	< 0,060	3,083	< 0,118	< 0,0022	0,023

* Valeurs exprimées en mg/L.

Selon les données du tableau 5.4, il est possible de constater que les moyennes calculées du plomb et du zinc sont relativement inférieures aux critères normés du REIMR et de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Pour cette raison, ces deux métaux ne sont pas intégrés dans l'évaluation du risque écotoxicologique dans le cas d'une combinaison des eaux souterraines.

5.3.1 Campagnol des champs

Afin d'estimer l'exposition des campagnols des champs, certains paramètres ont dû être évalués. L'équation 5.1 présente la formule utilisée pour obtenir la dose de métaux absorbée par jour (Sample et autres, 1997).

$$Ingestion_{eau_{métaux}} = [Conc]_{métaux} \times \text{taux d'ingestion}_{eau} \times F \quad (\text{équation 5.1})$$

Où :

Ingestion_{eau métaux} = Dose ingérée de métaux par l'eau (mg/kg p.c./j)

[Conc]_{métaux} = Concentration de métaux dans l'eau (mg/L)

Taux d'ingestion_{eau} = Volume d'eau ingéré (L/kg p.c./j)

F = Fréquence d'ingestion d'eau; nombre de jours d'exposition par an divisé par 365 jours (sans unité)

Le taux d'ingestion quotidienne d'eau du campagnol des champs a été calculé en fonction du taux moyen d'ingestion d'eau et du poids corporel moyen de cette espèce. L'équation 5.2 expose cette formule.

$$Taux\ d'ingestion_{eau} = \frac{taux\ moyen\ d'ingestion\ de\ l'eau}{poids\ corporel} \quad (\text{équation 5.2})$$

Où :

Taux d'ingestion_{eau} = volume en L/kg p.c./j
Taux moyen d'ingestion de l'eau = volume en L/j
Poids corporel = masse en kg p.c.

Dans le cas présent, le modèle utilisé a été un campagnol de 40 g consommant en moyenne 5,5 mL d'eau par jour (CEAEQ, 2006a). Son taux d'ingestion quotidienne d'eau est 0,138 L/kg p.c./j et celui-ci est présenté dans les tableaux 5.5, 5.6 et 5.7.

En tenant compte du fait que ce mammifère s'abreuve tous les jours, soit 365 jours par année, une fréquence de 1 a été établie. À partir des concentrations de métaux précédemment établies dans les tableaux 5.1 et 5.2, des doses d'ingestion ont été calculées. Ces valeurs sont exposées dans les tableaux 5.5 et 5.6.

Tableau 5.5 Expositions à des métaux chez le campagnol des champs à la suite d'une résurgence de la nappe libre de surface

Métaux	Concentrations dans l'eau (mg/L)	Taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c./j)	Fréquences	Doses ingérées (mg/kg p.c./j)
Chrome	< 0,030	0,138	1	< 0,0041
Manganèse	2,520	0,138	1	0,3478
Nickel	0,108	0,138	1	0,0149

Tableau 5.6 Expositions à des métaux chez le campagnol des champs à la suite d'une résurgence de la nappe semi-captive

Métaux	Concentrations dans l'eau (mg/L)	Taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c./j)	Fréquences	Doses ingérées (mg/kg p.c./j)
Chrome	< 0,030	0,138	1	< 0,0041
Manganèse	0,563	0,138	1	0,0777

Dans la mesure où les deux nappes surgiraient dans les eaux de surface sur une même période de temps, une combinaison des concentrations de métaux dans l'eau s'imposerait pour évaluer ce type de contamination. Les concentrations présentées dans le tableau 5.4, à l'exception du plomb et du zinc, sont utilisées dans un tel cas. Le tableau 5.7 présente les doses obtenues à la suite de la sommation des LSIC 95 de la nappe libre de surface avec ceux de la nappe semi-captive ainsi que les valeurs relatives à leur calcul.

Tableau 5.7 Expositions à des métaux chez le campagnol des champs à la suite d'une résurgence des nappes libre de surface et semi-captive

Métaux	Concentrations dans l'eau (mg/L)	Taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c./j)	Fréquences	Doses ingérées (mg/kg p.c./j)
Cadmium	< 0,002	0,138	1	< 0,0003
Chrome	< 0,060	0,138	1	< 0,0083
Manganèse	3,083	0,138	1	0,4255
Nickel	< 0,118	0,138	1	< 0,0163

5.3.2 Raton laveur

Les données concernant les doses de métaux ingérées par jour pour l'espèce des ratons laveurs ont été calculées en fonction de l'équation présentée dans la section 5.3.1 (équation 5.1). Une différence est toutefois présente, soit la valeur associée au taux d'ingestion d'eau par jour. Le modèle utilisé fait référence aux données établies dans la fiche descriptive du raton laveur élaborée par le CEAEQ (2006b); un individu de 6,0 kg ingère, en moyenne, 497 mL d'eau par jour (CEAEQ, 2006b). Au même titre que le campagnol des champs, la fréquence a été établie à 1 en considérant qu'un raton laveur s'abreuve tous les jours. Les concentrations en métaux dans les eaux souterraines sont les mêmes que celles identifiées dans la section 5.3.1, soit celles présentées dans les tableaux 5.5 et 5.6.

Les différentes valeurs des doses ingérées par métaux dans la nappe libre de surface sont présentées dans le tableau 5.8 et celles associées à la nappe semi-captive se trouvent dans le tableau 5.9.

Tableau 5.8 Expositions à des métaux chez le raton laveur à la suite d'une résurgence de la nappe libre de surface

Métaux	Concentrations dans l'eau (mg/L)	Taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c./j)	Fréquences	Doses ingérées (mg/kg p.c./j)
Chrome	< 0,030	0,083	1	< 0,0025
Manganèse	2,520	0,083	1	0,2092
Nickel	0,108	0,083	1	0,0090

Tableau 5.9 Exposition à des métaux chez le raton laveur à la suite d'une résurgence de la nappe semi-captive

Métaux	Concentrations dans l'eau (mg/L)	Taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c./j)	Fréquences	Doses ingérées (mg/kg p.c./j)
Chrome	< 0,030	0,083	1	< 0,0025
Manganèse	0,563	0,083	1	0,0467

Dans la même perspective que celle exposée dans la sous-section 5.3.1, le tableau 5.10 expose les concentrations qu'ingéreraient les ratons laveurs s'il y avait résurgence, en même temps, des deux nappes dans les eaux de surface.

Tableau 5.10 Expositions à des métaux chez le raton laveur à la suite d'une résurgence des nappes libre de surface et semi-captive

Métaux	Concentrations dans l'eau (mg/L)	Taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c./j)	Fréquences	Doses ingérées (mg/kg p.c./j)
Cadmium	< 0,002	0,083	1	< 0,0002
Chrome	< 0,060	0,083	1	< 0,0050
Manganèse	3,083	0,083	1	0,2559
Nickel	< 0,118	0,083	1	< 0,0098

5.3.3 Tamia rayé

Tout comme le campagnol des champs et le raton laveur, les doses de métaux ingérées pour le tamia rayé ont été calculées à partir de l'équation 5.1 pour les métaux présents dans la nappe libre de surface et la nappe semi-captive.

Les données correspondant aux paramètres d'exposition pour le tamia rayé se basent sur la fiche descriptive élaborée par le CEAEQ (2006c). Dans ce document, le modèle établi est un tamia rayé de 115 g ingérant 16,4 mL d'eau par jour (CEAEQ, 2006c). Ceci a permis de déterminer que le taux d'ingestion d'eau du tamia est 0,143 L/kg p.c./j. L'ensemble des valeurs utilisées pour déterminer l'exposition des tamias rayés aux métaux concernés lors de résurgences des eaux souterraines sont inscrites aux tableaux 5.11, 5.12 et 5.13.

Tableau 5.11 Expositions à des métaux chez le tamia rayé à la suite d'une résurgence de la nappe libre de surface

Métaux	Concentrations dans l'eau (mg/L)	Taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c./j)	Fréquences	Doses ingérées (mg/kg p.c./j)
Chrome	< 0,030	0,143	1	< 0,0043
Manganèse	2,520	0,143	1	0,3604
Nickel	0,108	0,143	1	0,0154

Tableau 5.12 Expositions à des métaux chez le tamia rayé à la suite d'une résurgence de la nappe semi-captive

Métaux	Concentrations dans l'eau (mg/L)	Taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c./j)	Fréquences	Doses ingérées (mg/kg p.c./j)
Chrome	< 0,030	0,143	1	< 0,0043
Manganèse	0,563	0,143	1	0,0805

Tableau 5.13 Expositions à des métaux chez le tamia rayé à la suite d'une résurgence des nappes libre de surface et semi-captive

Métaux	Concentrations dans l'eau (mg/L)	Taux d'ingestion d'eau (L/kg p.c./j)	Fréquences	Doses ingérées (mg/kg p.c./j)
Cadmium	< 0,002	0,143	1	< 0,0003
Chrome	< 0,060	0,143	1	< 0,0086
Manganèse	3,083	0,143	1	0,4409
Nickel	< 0,118	0,143	1	< 0,0169

5.4 Estimation des risques écotoxicologiques

L'évaluation des risques écotoxicologiques compare des doses d'exposition à des contaminants. Celles-ci sont obtenues à la suite de l'application de l'équation 5.3 pour les mammifères. Cette dernière provient du document intitulé *Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres* de CEAEQ (2012).

$$Dose_{récepteur} = \left[\frac{Poids_{souris}}{Poids_{récepteur}} \right]^{0,25} \times Dose_{souris} \quad (\text{équation 5.3})$$

Où :

- Dose_{souris} = dose en mg/kg/jour pour une souris commune
- Dose_{récepteur} = dose en mg/kg/jour pour le récepteur de l'étude considérée
- Poids_{corporel} = poids corporel d'une souris commune = 0,021 kg p.c.
- Poids_{récepteur} = poids corporel du récepteur de l'étude considérée en kg p.c.

Le modèle utilisé pour établir les équivalences est une souris commune de 21 g (CEAEQ, 2012). Les concentrations analysées dans les piézomètres correspondent à des teneurs naturelles dans les eaux souterraines; pour cette raison, la valeur de référence associée aux milieux naturels (N₁) est privilégiée. Dans les cas où aucune valeur N₁ n'est disponible, la valeur de référence associée aux usages résidentiels (N₂) sera utilisée par défaut.

Le tableau 5.14 indique la valeur de référence associée à une souris de 21 g pour chacun des métaux qui ont dépassé les normes de qualité.

Tableau 5.14 Valeurs de référence de chacun des métaux concernés

Métaux	Niveaux de valeur de référence	Valeurs de référence* (souris)
Cadmium	N1	3,1
Chrome (total)	N2	3,6
Manganèse	N2	177,8
Nickel	N1	80,8

* Valeurs exprimées en mg/kg p.c./jour

À partir de ces données et de l'équation 5.3, il a été possible de calculer les valeurs de référence pour chacun des trois récepteurs choisis par métal. Le tableau 5.15 expose les résultats obtenus.

Tableau 5.15 Valeurs de référence de chacun des métaux concernés pour chacun des récepteurs choisis

Récepteurs	Métaux			
	Cadmium	Chrome	Manganèse	Nickel
Campagnol des champs	2,64	3,06	151,35	68,78
Raton laveur	0,75	0,88	43,25	19,70
Tamia rayé	2,03	2,35	116,23	52,82

* Valeurs exprimées en mg/kg p.c./jour

Après avoir défini les valeurs de référence pour chacun des récepteurs sélectionnés, il est possible d'appliquer l'équation 5.4 qui a la fonction d'estimer le risque encouru (CEAEQ, 1998).

$$RE = \sum_{i,j=1}^n \frac{EE_{ij}}{VR_{ij}} \quad (\text{équation 5.4})$$

Où :

RE = risque estimé total

EE_{ij} = exposition estimée pour la voie d'exposition i et le récepteur j

VR_{ij} = valeur de référence pour la voie d'exposition i et le récepteur j

Tous les éléments essentiels au calcul du risque écotoxicologique sont maintenant connus. Le tableau 5.16 expose les indices de risque par métal, et ce, pour chaque récepteur et par nappe.

Lorsque la valeur d'un risque écotoxicologique estimé est égale ou inférieure à 1, aucun risque formel n'est envisagé, alors qu'une valeur supérieure à 1 signifie la présence d'un risque écotoxicologique formel (CEAEQ, 1998).

Comme il est possible de le constater avec les valeurs établies dans le tableau 5.16 qui suit, aucun risque écotoxicologique formel n'est imputable à la présence des métaux concernés dans les eaux souterraines.

Tableau 5.16 Valeurs des indices de risque par nappe, par métal et par récepteur

	Indices de risque écotoxicologique		
	Campagnol des champs	Raton laveur	Tamia rayé
Nappe libre de surface			
Chrome	< 0,0013	< 0,0028	< 0,0018
Manganèse	0,0023	0,0048	0,0031
Nickel	0,0002	0,0005	0,0003
Nappe semi-captive			
Chrome	< 0,0013	< 0,0028	< 0,0018
Manganèse	0,0005	0,0011	0,0007
Combinaison des nappes			
Cadmium	< 0,0001	< 0,0003	< 0,0002
Chrome	< 0,0027	< 0,0057	< 0,0037
Manganèse	0,0028	0,0059	0,0038
Nickel	< 0,0002	< 0,0005	< 0,0003

6. FACTEURS D'INCERTITUDE

La réalisation d'une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques sur un terrain donné entraîne assurément des incertitudes. Ces dernières peuvent survenir à chaque étape de l'évaluation; il est essentiel de les recenser et de les expliquer clairement puisque ces incertitudes peuvent avoir un impact plus ou moins grand sur les résultats de l'évaluation. En règle générale, la mention de la présence d'un risque formel à la suite d'un calcul de risque toxicologique ou écotoxicologique n'implique pas automatiquement un effet toxique sur un humain ou une espèce. La spécification du terme est importante afin d'éviter une mauvaise interprétation des résultats.

6.1 Incertitudes liées à l'évaluation de risques toxicologiques

Bien que le taux d'absorption de l'arsenic par contact cutané soit inférieur à 1 % (Reichl, 2010) et qu'une exposition à ce métal par inhalation chez les citoyens voisins du LET à Saint-Nicéphore soit faible, le fait de ne pas incorporer ces voies d'exposition au processus d'évaluation des risques toxicologiques entraîne une incertitude face au résultat final. Il est alors logique d'affirmer que le niveau de risque calculé devrait être quelque peu plus élevé en combinant ces deux voies supplémentaires.

6.2 Incertitudes liées à l'évaluation de risques écotoxicologiques

Il est important de souligner à nouveau que le risque écotoxicologique calculé est associé à un risque potentiel de résurgence des eaux souterraines. Il a été pris en considération qu'une résurgence des eaux souterraines dans les eaux de surface entraîne une dilution rapide des métaux. Dans ces conditions, le chat-fou des rapides, une espèce de poisson susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable localisée dans l'embouchure du ruisseau Paul-Boisvert, lequel se situe à proximité du LET de Saint-Nicéphore (AECOM Tecsult Inc., 2012), n'a pas été calculé dans l'évaluation des risques écotoxicologiques. De plus, aucun risque écotoxicologique ne peut être précisé pour les poissons faute de doses de référence connues.

7. SUGGESTIONS

Afin de mieux justifier les suggestions présentées dans cette section, les résultats obtenus dans l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques sont remis en contexte. Pour les risques toxicologiques, seules les concentrations d'arsenic ont démontré la présence d'un risque formel, et ce, autant pour les effets cancérogènes que non cancérogènes. L'évaluation réalisée pour les trois récepteurs fauniques retenus n'a fourni aucun risque écotoxicologique formel lié à une possible résurgence des eaux souterraines. La santé de la population avoisinant le site d'enfouissement s'avère l'aspect préoccupant de la situation. Trois suggestions sont émises à ce sujet.

Comme énoncé dans la sous-section 1.3 de ce document, la région de Saint-Nicéphore est soumise à une contamination naturelle d'arsenic; subséquemment, il serait inapproprié d'affliger la faute de cette présence d'arsenic dans les eaux souterraines au LET de WM. Il n'y a cependant aucune donnée disponible sur les concentrations d'arsenic dans la nappe libre de surface et la nappe semi-captive dans les analyses des puits d'observation. Il est pertinent d'inclure ce métalloïde dans le programme de suivi des eaux souterraines de la compagnie. Toutefois, le puits privé 1, lequel est situé en amont du site d'enfouissement, présente des concentrations similaires d'arsenic à celles des puits privés 3, 4 et 5 qui sont situés en aval du site (voir annexe 1).

Les activités de WM impliquent néanmoins une certaine responsabilité face à la population. L'entreprise se doit d'être vigilante par rapport à ses pratiques d'enfouissement afin d'assurer une qualité de vie saine à ses voisins. Les campagnes d'échantillonnage à des fins d'analyse des eaux de puits auprès des voisins du LET, aux frais de la compagnie, constituent une bonne pratique de prévention et ceci démontre que la compagnie est consciente de ses responsabilités. Il est suggéré à WM de poursuivre cette pratique puisque, dans une telle situation, la prévention correspond à des éléments clés du maintien de la santé des citoyens. Il est également suggéré à WM de présenter et d'expliquer les résultats d'analyse aux foyers concernés.

CONCLUSION

Un dépassement des normes pour l'arsenic et le manganèse a été constaté dans les échantillons prélevés dans des puits privés voisins et un autre dépassement a été observé pour le manganèse et le nickel dans les échantillons des eaux souterraines du secteur à Saint-Nicéphore. Cette constatation a éveillé des soupçons quant à une possible atteinte à la santé des résidents voisins et de la faune habitant le secteur. Le présent essai a permis d'évaluer les risques toxicologiques et écotoxicologiques associés à la présence de ces métaux dans les eaux souterraines et ensuite d'émettre des suggestions en fonction des résultats obtenus, lequel constituait l'objectif principal. Ce dernier a été atteint grâce à l'atteinte des objectifs spécifiques, lesquels correspondaient à inventorier les métaux concernés dans les eaux souterraines, à détailler leurs possibilités d'effets toxiques et à évaluer leurs risques toxicologiques et écotoxicologiques.

Pour chacun des sept métaux concernés dans cet essai, une description de leur toxicologie générale a été présentée afin d'en identifier leurs sources d'émission, leur devenir dans l'environnement, les voies d'exposition possibles, leurs effets engendrés sur la santé humaine et les mécanismes utilisés par l'organisme pour éliminer ces métaux. Cette revue de littérature a permis d'identifier l'arsenic, le cadmium, le chrome, le nickel et le plomb comme étant potentiellement cancérigènes.

L'évaluation du risque toxicologique a déterminé qu'une exposition à l'arsenic, à une concentration de 16 µg/L dans l'eau potable, peut entraîner un potentiel de risque toxicologique. Toutefois, cette contamination des eaux souterraines à ce métal est reconnue comme étant naturelle dans certaines municipalités du Centre-du-Québec, dont Saint-Nicéphore, et de l'Abitibi. Aucun risque écotoxicologique potentiel n'a été explicité pour les trois espèces fauniques représentatives retenues. Les incertitudes liées à l'ensemble de cette évaluation ont été recensées et s'avèrent mineures.

À partir des résultats de l'évaluation, des suggestions sont soumises à WM pour une prévention puisque les données ne permettent pas d'attribuer la forte présence d'arsenic dans les eaux souterraines aux activités du LET.

RÉFÉRENCES

- AALQ (2013). Dermite (ou dermatite) de contact. In AALQ. *Cutanée*.
http://www.allerg.qc.ca/Information_allergique/4_2_dermatite.html (Page consultée le 11 avril 2013).
- AECOM Tecsalt Inc. (2010). Agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Saint-Nicéphore. Étude d'impact sur l'environnement. In Waste Management. *Audiences publiques - Saint-Nicéphore*. http://saint-nicephore.wm.com/documents/Rapport_principal/Rapport_principal_LET_St-Nicéphore_EIE_complet.pdf (Page consultée le 4 décembre 2012).
- AECOM Tecsalt Inc. (2012). Agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Saint-Nicéphore. Résumé de l'étude d'impacts sur l'environnement. In Waste Management. *Audiences publiques - Saint-Nicéphore*. <http://saint-nicephore.wm.com/documents/R%C3%A9sum%C3%A9%20%C3%A9tude%20d'impact%20L%20E%20T%20Saint-Nic%C3%A9phore.pdf> (Page consultée le 4 décembre 2012).
- Andreae, M.O. (1978). Distribution and speciation of arsenic in natural waters and some marine algae. *Deep-sea Research*, vol. 25, p. 391-402.
- ATSDR (2005a). Toxicological profile for nickel. In ATSDR. *Toxic Substances Portal - Nickel*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15.pdf> (Page consultée le 4 avril 2013).
- ATSDR (2005b). Toxicological profile for zinc. In ATSDR. *Toxic Substances Portal - Zinc*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp60.pdf> (Page consultée le 16 avril 2013).
- ATSDR (2007a). Toxicological profile of arsenic. In ATSDR. *Toxic Substances Portal - Arsenic*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf> (Page consultée le 29 janvier 2013).
- ATSDR (2007b). Toxicological profile for lead. In ATSDR. *Toxic Substances Portal - Lead*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf> (Page consultée le 12 avril 2013).
- ATSDR (2012a). Toxicological profile for cadmium. In ATSDR. *Toxic Substances Portal - Cadmium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf> (Page consultée le 18 février 2013).
- ATSDR (2012b). Toxicological profile for chromium. In ATSDR. *Toxic Substances Portal - Chromium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf> (Page consultée le 20 mars 2013).
- ATSDR (2012c). Toxicological profile for manganese. In ATSDR. *Toxic Substances Portal - Manganese*. <http://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=23> (Page consultée le 19 février 2013).
- BAPE (1999). Les eaux souterraines. In BAPE. *Consultation publique sur la gestion de l'eau au Québec*.
<http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/archives/eau/docdeposes/lesdocumdeposes/gene108-1.pdf> (Page consultée le 3 février 2013).

- BAPE (2012). Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement technique à Drummondville (secteur Saint-Nicéphore). Rapport d'enquête et d'audience publique. Rapport 291. In BAPE. *Rapports des commissions. Rapports - Gestion des matières résiduelles*. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/rapports/publications/bape291.pdf> (Page consultée le 12 février 2013).
- Buchet, J.P., Lauwerys, R. and Roels, H. (1981). Urinary excretion of inorganic arsenic and its metabolites after repeated ingestion of sodium metaarsenite by volunteers. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, vol. 48, n° 2, p. 111-118.
- CCME (1999a). Feuillelet d'information pour la qualité des sols: Environnement et santé humaine - Cadmium. In CCME. *Tableau sommaire des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. <http://st-ts.ccme.ca/?lang=en&factsheet=20> (Page consultée le 9 mars 2013).
- CCME (1999b). Feuillelet d'information pour la qualité des eaux: Protection de la vie aquatique - Chrome. In CCME. *Tableau sommaire des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. <http://st-ts.ccme.ca/?lang=en&factsheet=61> (Page consultée le 20 mars 2013).
- CCME (1999c). Feuillelet d'information pour la qualité des sédiments: Protection de la vie aquatique - Chrome. In CCME. *Tableau sommaire des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. <http://st-ts.ccme.ca/?lang=en&factsheet=61> (Page consultée le 20 mars 2013).
- CCME (1999d). Feuillelet d'information pour la qualité des sols: Environnement et santé humaine - Chrome. In CCME. *Tableau sommaire des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. <http://st-ts.ccme.ca/?lang=en&factsheet=61> (Page consultée le 20 mars 2013).
- CCME (1999e). Feuillelet d'information pour la qualité des sols: Environnement et santé humaine - Nickel. In CCME. *Tableau sommaire des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. <http://st-ts.ccme.ca/?lang=en&factsheet=139> (Page consultée le 11 avril 2013).
- CCME (1999f). Feuillelet d'information pour la qualité des sédiments: Protection de la vie aquatique - Plomb. In CCME. *Tableau sommaire des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. <http://st-ts.ccme.ca/?lang=fr&factsheet=124> (Page consultée le 15 avril 2013).
- CCME (1999g). Feuillelet d'information pour la qualité des sols: Environnement et santé humaine - Plomb. In CCME. *Tableau sommaire des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. <http://st-ts.ccme.ca/?lang=fr&factsheet=124> (Page consultée le 15 avril 2013).

- CCME (1999h). Feuille d'information pour la qualité des sols: Environnement et santé humaine - Zinc. In CCME. *Tableau sommaire des recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. <http://st-ts.ccme.ca/?lang=fr&factsheet=229> (Page consultée le 16 avril 2013).
- CEAEQ (1998). Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés. In CEAEQ. *Documents de référence*. <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/pere/pere.pdf> (Page consultée le 21 février 2013).
- CEAEQ (2006a). Paramètres d'exposition chez les mammifères - Campagnol des champs. In CEAEQ. *Paramètres d'exposition chez les mammifères*. <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/mammifere/Campagnol.pdf> (Page consultée le 21 février 2013).
- CEAEQ (2006b). Paramètres d'exposition chez les mammifères - Raton laveur. In CEAEQ. *Paramètres d'exposition chez les mammifères*. http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/mammifere/Raton_laveur.pdf (Page consultée le 21 février 2013).
- CEAEQ (2006c). Paramètres d'exposition chez les mammifères - Tamia rayé. In CEAEQ. *Paramètres d'exposition chez les mammifères*. http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/mammifere/Tamia_raye.pdf (Page consultée le 21 février 2013).
- CEAEQ (2012). Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres. In CEAEQ. *Écotoxicologie et évaluation du risque*. http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/val_ref.pdf (Page consultée le 21 février 2013).
- Chilvers, D.C. and Peterson, P.J. (1987). Global cycling of arsenic. In Hutchinson and K.M. Meema, *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment* (p. 279-301). New York, John Wiley & Sons Ltd.
- CMPSATQ (1998). Surveillance médicale des travailleurs exposés à l'oxyde de zinc. In CMPSATQ. *Guide de pratique professionnelle*. <http://www.santeautravail.qc.ca/AxisDocument.aspx?id=4605&langue=fr&download=true> (Page consultée le 17 avril 2013).
- CNRC (2008a). Arsenic. In CNRC. *Tableau périodique des éléments*. <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/education/elements/el/as.html> (Page consultée le 3 février 2013).
- CNRC (2008b). Plomb. In CNRC. *Tableau périodique des éléments*. <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/education/elements/el/pb.html> (Page consultée le 13 avril 2013).
- CNRC (2012a). Cadmium. In CNRC. *Tableau périodique des éléments*. <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/education/elements/el/cd.html> (Page consultée le 9 mars 2013).

- CNRC (2012b). Chrome. In CNRC. *Tableau périodique des éléments*. <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/education/elements/el/cr.html> (Page consultée le 20 mars 2013).
- CNRC (2012c). Manganèse. In CNRC. *Tableau périodique des éléments*. <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/education/elements/el/mn.html> (Page consultée le 20 février 2013).
- CNRC (2012d). Nickel. In CNRC. *Tableau périodique des éléments*. <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/education/elements/el/ni.html> (Page consultée le 4 avril 2013).
- CNRC (2012e). Zinc. In CNRC. *Tableau périodique des éléments*. <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/fra/education/elements/el/zn.html> (Page consultée le 16 avril 2013).
- Cullen, W.R. and Reimer, K.J. (1989). Arsenic speciation in the environment. *Chemical Reviews*, n° 89, p. 713-764.
- Environnement Canada (2008). Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques du Canada. In Environnement Canada. *Rapports principaux de la S-T de l'eau*. <http://www.ec.gc.ca/inre-nwri/default.asp?lang=Fr&n=235D11EB-1&offset=13&toc=sh#eta> (Page consultée le 25 février 2013).
- Environnement Canada (2011). Évaluation du risque visant à déterminer si l'élaboration d'un plan d'urgence environnementale est requise aux termes du *Règlement sur les urgences environnementales* pris en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE(1999)]. In Environnement Canada. http://www.ec.gc.ca/Publications/CCEC6607-F45D-416B-B4E8-C612E1D80192/4_Arsenic_f.pdf (Page consultée le 5 février 2013).
- Environnement Canada et Santé Canada (1993). L'arsenic et ses composés. In Environnement Canada et Santé Canada. *Liste des substances d'intérêt prioritaire: Rapport d'évaluation*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/arsenic_comp/arsenic-larsenic-fra.pdf (Page consultée le 5 février 2013).
- Environnement Canada et Santé Canada (1994a). Le cadmium et ses composés. In Environnement Canada et Santé Canada. *Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/cadmium_comp/cadmium_comp-fra.pdf (Page consultée le 19 février 2013).
- Environnement Canada et Santé Canada (1994b). Le chrome et ses composés. In Environnement Canada et Santé Canada. *Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/chromium_chrome/chromium_chrome-fra.pdf (Page consultée le 20 mars 2013).
- Environnement Canada et Santé Canada (1994c). Le nickel et ses composés. In Environnement Canada et Santé Canada. *Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/compounds_nickel_composes/nickel-fra.pdf (Page consultée le 4 avril 2013).

- Frazier, J.M. (1979). Bioaccumulation of Cadmium in Marine Organisms. *Environmental Health Perspectives*, vol. 28, p. 75-79.
- Géobase (2011). Données numériques d'élévation du Canada. In Géobase. *Données d'élévation*. <http://www.geobase.ca/geobase/fr/viewer.jsp?group=elevation&layer=cded250k> (Page consultée le 30 janvier 2013).
- GIPSA (2007). La contamination chimique: Quel risque en estuaire de seine? In GIPSA. *Fiche substance - Chrome*. http://seine-aval.crihan.fr/web/attached_file/componentId/kmelia70/attachmentId/15166/lang/fr/name/Chrome.pdf (Page consultée le 23 mars 2013).
- Golder Associés Ltée (2012). *Programme de suivi environnemental des eaux en 2012 au lieu d'enfouissement sanitaire (LES) de Saint-Nicéphore*. Saint-Nicéphore, Golder Associés Ltée, 16 p.
- Google (2013). *Google Earth*, Google.
- GreenFacts (2001). Arsenic. In GreenFacts. <http://www.greenfacts.org/fr/arsenic/index.htm#2> (Page consultée le 5 février 2013).
- IARC (2013). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. In World Health Organization (WHO). *Classifications*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php> (Page consultée le 15 avril 2013).
- INERIS (2003). Plomb et ses dérivés. In INERIS. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. <http://www.ineris.fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales-> (Page consultée le 12 avril 2013).
- INERIS (2005). Zinc et ses dérivés. In INERIS. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. <http://www.ineris.fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales-> (Page consultée le 16 avril 2013).
- INERIS (2006). Nickel. In INERIS. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. <http://www.ineris.fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales-> (Page consultée le 4 avril 2013).
- INERIS (2012). Manganèse et ses dérivés. In INERIS. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. <http://www.ineris.fr/rapports-d%C3%A9tude/toxicologie-et-environnement/fiches-de-donn%C3%A9es-toxicologiques-et-environnementales-> (Page consultée le 20 février 2013).

- INRS (2009). Trioxyde de chrome. In INRS. *Fiche toxicologique (FT 1)*.
<http://www.inrs.fr/accueil/produits/bdd/doc/fichetox.html?refINRS=FT%201> (Page consultée le 27 mars 2013).
- INSPQ (2006). Arsenic. In INSPQ. *Fiches synthèses sur l'eau potable et la santé humaine*.
<http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/198-cartableeau/Arsenic.pdf> (Page consultée le 27 janvier 2013).
- INSPQ (2011). Validation des critères B et C relatifs au manganèse dans les sols, sur une base de la protection de la santé humaine. In INSPQ. *Publications*.
http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1450_ValidationCriteresBEtCManganeseSolsProtectSanteHumaine.pdf (Page consultée le 19 février 2013).
- INSPQ (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologiques d'origine environnementale au Québec. In INSPQ, Direction de la santé environnementale et de la toxicologie.
http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1440_LignesDirectRealEvaRisqueToxicoOrigEnviroSanteHum.pdf (Page consultée le 16 juillet 2012).
- IRIS (1995). Manganese (CASRN 7439-96-5). In U.S. EPA. *IRIS Summaries*.
<http://www.epa.gov/iris/subst/0373.htm> (Page consultée le 24 février 2013).
- IRIS (1998). Arsenic, inorganic (CASRN 7440-38-2). In U.S. EPA. *IRIS Summaries*.
<http://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm> (Page consultée le 18 février 2013).
- Lacombe, G. (2012). Communication orale. *Rencontre avec Ghislain Lacombe, Directeur de l'ingénierie et de l'environnement chez Waste Management*, 18 décembre, Saint-Nicéphore.
- Lide, D.R. (2002). *The elements*. 83 édition, Boca Raton, CRC Press LLC, (Collection CRC Handbook of Chemistry and Physics (chap. 4, 166 p.)). (ISBN 0-8493-0483-0).
- Mandal, B.K. and Suzuki, K.T. (2002). Arsenic round the world: a review. *Talanta*, vol. 58, n° 1, p. 201-235.
- Masscheleyn, P.H., Delaune, R.D. and Patrick Jr, W.H. (1991). Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. *Environmental Science & Technology*, vol. 25, p. 1414-1419.
- MDDEFP (2002). Annexe 2: Les critères génériques pour les sols et les eaux souterraines. In MDDEFP. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*.
http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_grille_eaux.htm (Page consultée le 28 janvier 2013).
- Mudroch, A. and Capobianco, J.A. (1980). Impact of past mining activities on aquatic sediments in Moira River Basin, Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, vol. 6, n° 2, p. 121-128.

- Nriagu, J.O. (1983). Arsenic enrichment in lakes near the smelters at Sudbury, Ontario. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 47, n° 8, p. 1523-1526.
- Peterson, M.L. and Carpenter, R. (1983). Biogeochemical processes affecting total arsenic and arsenic species distributions in an intermittently anoxic fjord. *Marine Chemistry*, vol. 12, p. 295-321.
- Pourcher, E. et Rémillard, S. (2009). Le manganèse et l'intoxication professionnelle. *Médecin du Québec*, vol. 44, n° 10, p. 71-73.
- Recyc-Québec (2012). Bilan de la gestion des matières résiduelles au Québec. In Recyc-Québec. *Centre de documentation, Gestion des matières résiduelles*. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/client/fr/rubriques/documentation.asp?idTypeLib=20> (Page consultée le 31 mars 2013).
- Règlement sur la qualité de l'eau potable*, R.R.Q., c. Q-2, r.40.
- Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles*, R.R.Q., c. Q-2, r.19.
- Reichl, F.-X. (2010). *Guide pratique de toxicologie*. 2 édition, Bruxelles, De Boeck Université, 343 p. (ISBN 978-2-8041-3520-1).
- Sample, B.E., Aplin, M.S., Efroymsen, R.A., Suter II, G.W. and Welsh, C.J.E. (1997). Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants. In UT-Battelle. *Oak Ridge National Laboratory - Energy and Environmental Sciences*. <http://www.esd.ornl.gov/programs/ecorisk/documents/tm13391.pdf> (Page consultée le 20 avril 2013).
- Santé Canada (1986a). Le cadmium. In Santé Canada. *Santé de l'environnement et du milieu de travail*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/cadmium/cadmium-fra.pdf (Page consultée le 6 mars 2013).
- Santé Canada (1986b). Le chrome. In Santé Canada. *Santé de l'environnement et du milieu de travail*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/chromium-chrome/chromium-chrome-fra.pdf (Page consultée le 20 mars 2013).
- Santé Canada (1987a). Le manganèse. In Santé Canada. *Santé de l'environnement et du milieu de travail*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/manganese/manganese-fra.pdf (Page consultée le 20 février 2013).
- Santé Canada (1987b). Le zinc. In Santé Canada. *Santé de l'environnement et du milieu de travail*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/zinc/zinc-fra.pdf (Page consultée le 16 avril 2013).

- Santé Canada (2006). L'arsenic. *In* Santé Canada. *Document technique relié aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/arsenic/arsenic-fra.pdf (Page consultée le 5 février 2013).
- Santé Canada (2010a). Évaluation du risque pour la santé humaine du manganèse inhalé - Sommaire du document. *In* Santé Canada. *Santé de l'environnement et du milieu de travail*. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/manganese-fra.php> (Page consultée le 20 février 2013).
- Santé Canada (2010b). Rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada. *In* Santé Canada. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/chms-ecms/report-rapport-fra.pdf (Page consultée le 8 février 2013).
- Santé Canada (2012). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Tableau sommaire. *In* Santé Canada. *Santé de l'environnement et du milieu de travail*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/2012-sum_guide-res_recom/2012-sum_guide-res_recom-fra.pdf (Page consultée le 12 février 2013).
- Santé Canada (2013a). Les effets du plomb sur la santé humaine. *In* Santé Canada. *Vie saine*. <http://www.hc-sc.gc.ca/hl-vs/iyh-vsv/envIRON/lead-plomb-fra.php> (Page consultée le 12 avril 2013).
- Santé Canada (2013b). Rapport final sur l'état des connaissances scientifiques concernant les effets du plomb sur la santé humaine. *In* Santé Canada. *Santé de l'environnement et du milieu de travail*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/contaminants/dhhssrl-rpecscepsh/dhhssrl-rpecscepsh-fra.pdf (Page consultée le 12 avril 2013).
- Sutherland, D. (1989). *Assessment of Gold Mine Impacts on the Benthic Environment of Yellowknife Bay, N.W.T.* Yellowknife, Environnement Canada, Région de l'Ouest et du Nord, 55 p.
- Suzuki, K.T., Mandal, B.K. and Ogra, Y. (2002). Speciation of arsenic in body fluids. *Talanta*, vol. 58, n° 1, p. 111-119.
- Techniques de l'ingénieur (1996). Métallurgie du nickel. *In* Techniques de l'ingénieur. *Ressources documentaires*. <http://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/materiaux-th11/metallurgie-extractive-et-recyclage-des-metaux-de-transition-42369210/metallurgie-du-nickel-m2250/proprietes-du-nickel-m2250niv10001.html> (Page consultée le 6 avril 2013).
- USGS (2013). Zinc - Statistics and Information. *In* USGS. *Minerals Information*. (Page consultée le 17 avril 2013).
- Van Coillie, R. (2012). *Notes de cours: ENV 789 - Analyse de risques écotoxicologiques*. Université de Sherbrooke, Centre universitaire de formation en environnement, multipagination.

- Ville de Drummondville (2013). Usine de traitement des eaux. *In* Ville de Drummondville. *Services municipaux - Génie*. <http://www.ville.drummondville.qc.ca/usine-traitement-eau> (Page consultée le 20 février 2013).
- Waste Management (2012). *Suivi environnemental 2011- eau souterraine*. Document non-publié.
- Waste Management (2009). *Synthèse des résultats analytiques*. Document non-publié.
- Wester, R.C., Maibach, H.I., Sedik, L., Melendres, J., and Wade, M. (1993). *In vivo* and *in vitro* percutaneous absorption and skin decontamination of arsenic from water and soil. *Fundamental and applied toxicology*, vol. 20, n° 3, p. 336-340.
- World Health Organization (WHO) (1977). Environmental Health Criteria for Cadmium. *Ambio*, vol. 6, n° 5, p. 287-290.

ANNEXE 1 - TENEUR EN MÉTAUX DANS LES PUIITS PRIVÉS VOISINS

	Arsenic (As)*			Cadmium (Cd)*			Chrome (Cr)*			Manganèse (Mn)*			Nickel (Ni)*			Plomb (Pb)*			Zinc (Zn)*		
	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3
Puits privé 1	0,017	0,019	0,016	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,005	0,039	0,037	0,046	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	0,074	0,007	0,04
Puits privé 2	<0,002	<0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,005	0,005	<0,003	<0,003	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,003	0,007	0,006
Puits privé 3	0,004	0,016	0,012	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,005	0,31	0,23	0,27	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	0,002	<0,001	<0,003	0,009	0,036
Puits privé 4	0,011	0,010	0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,005	0,10	0,11	0,11	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,003	<0,003	0,006
Puits privé 5	0,014	0,020	0,021	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,005	0,018	0,021	0,028	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,003	<0,003	<0,006
Puits privé 6	0,007			<0,001			<0,005			0,026			<0,01			<0,001			0,009		
Puits privé 7	<0,002	<0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,005	<0,003	<0,003	<0,003	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,003	0,006	0,007

* = valeurs exprimées en mg/L

	Arsenic (As)	Cadmium	Chrome (Cr)	Manganèse (Mn)	Nickel (Ni)	Plomb (Pb)	Zinc (Zn)
Moyenne	0,016 mg/L	<0,001 mg/L	<0,022 mg/L	0,188 mg/L	<0,010 mg/L	<0,001 mg/L	0,012 mg/L
Nombre	9***	19	19	6***	19	19	19
Norme*	0,010 mg/L	0,005 mg/L	0,050 mg/L	---	---	0,010 mg/L	---
Norme**	0,010 mg/L	0,005 mg/L	0,050 mg/L	0,050 mg/L	---	0,010 mg/L	5,0 mg/L

* Valeurs limites en provenance du Règlement sur la qualité de l'eau potable au Québec

** Valeurs limites en provenance des Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

*** Nombre de valeurs qui dépassent les normes et leurs moyennes

ANNEXE 2 – TENEUR EN MÉTAUX DANS LA NAPPE LIBRE DE SURFACE

	Cadmium (Cd)*			Chrome (Cr)*			Manganèse (Mn)*			Nickel (Ni)*			Plomb (Pb)*			Zinc (Zn)*		
	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3
PZ-92-01A	<0,001	<0,001		<0,03	<0,03		0.18	0.48		<0,01	<0,01		<0,001	<0,001		0.006	<0,005	
PZ-98-01A**																		
PZ-98-08A	<0,001	<0,001		<0,03	<0,03		0.61	0.97		<0,01	<0,01		<0,001	<0,001		0.019	0.012	
F-2A	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	2.2	2.2	2.3	0.01	0.02	0.01	<0,001	<0,001	<0,001	0.016	0.014	0.009
F-3A	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0.98	0.83	0.77	0.02	0.01	0.01	<0,001	<0,001	<0,001	0.005	<0,005	0.005
PO-03-03A	<0,001	<0,001		<0,03	<0,03		1.9	1.8		<0,01	<0,01		<0,001	<0,001		0.008	0.014	
PO-03-04A	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0.089	0.083	0.10	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	0.007	<0,005	0.008
PO-06-01	<0,001	<0,001		<0,03	<0,03		0.50	1.00		<0,01	<0,01		<0,001	<0,001		0.014	0.007	
PO-08-1A	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0.005	0.006	0.015	<0,01	<0,01	<0,01	0.003	<0,001	<0,001	0.013	0.009	0.007
PO-08-2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0.96	1.70	1.80	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,005	0.018	0.009
PO-08-3A	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0.72	2.20	1.30	<0,01	0.02	0.01	<0,001	<0,001	<0,001	0.01	0.006	0.009
PO-08-T2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0.024	0.11	0.006	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	0.02	0.007	0.01
PO-08-T3	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	4.1	8.0	6.2	<0,01	0.01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,005	<0,005	0.013
PO-08-T4	<0,001	<0,001	0.001	<0,03	<0,03	<0,03	0.025	0.092	0.033	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,005	<0,005	0.024
PO-07-01	<0,001	<0,001		<0,03	<0,03		1.90	2.60		0.02	0.02		<0,001	<0,001		0.014	0.005	
PO-07-02	<0,001	<0,001		<0,03	<0,03		5.2	4.8		0.05	0.04		<0,001	<0,001		0.011	<0,005	
PO-09-05A	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0.026	0.036	0.023	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	0.003	<0,001	0.007	<0,005	0.019

* = valeurs exprimées en mg/L

** = puits démantelé

	Cadmium (Cd)	Chrome (Cr)	Manganèse (Mn)	Nickel (Ni)	Plomb (Pb)	Zinc (Zn)
Moyenne	<0,001 mg/L	<0,030 mg/L	1,830 mg/L	0,045 mg/L	<0,001 mg/L	0,009 mg/L
Nombre	42	42	32*	2*	42	42
Norme**	0,005 mg/L	0,050 mg/L	0,050 mg/L	0,020 mg/L	0,010 mg/L	5,0 mg/L
Norme***	0,002 mg/L	---	---	0,260 mg/L	0,034 mg/L	0,067 mg/L

* Nombre de valeurs qui dépassent les normes et leurs moyennes

** Valeurs limites en provenance du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (REIMR)

*** Valeurs limites pour les eaux souterraines (MDDEFP, 2002)

ANNEXE 3 – TENEUR EN MÉTAUX DANS LA NAPPE SEMI-CAPTIVE

	Cadmium (Cd)*			Chrome (Cr)*			Manganèse (Mn)*			Nickel (Ni)*			Plomb (Pb)*			Zinc (Zn)*		
	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3	Test 1	Test 2	Test 3
PZ-92-01C	<0,001	<0,001		<0,03	<0,03		0,026	0,023		<0,01	<0,01		<0,001	<0,001		0,009	<0,005	
PZ-98-03A	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0,56	0,56	0,45	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,005	<0,005	0,01
F-3C	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0,03	0,031	0,031	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	0,014	<0,005	<0,005
PO-03-03C	<0,001	<0,001		<0,03	<0,03		0,015	0,015		<0,01	<0,01		<0,001	<0,001		0,014	0,006	
PO-03-04C	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0,034	0,034	0,036	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	0,013	<0,005	0,017
PO-03-08C	<0,001	<0,001		<0,03	<0,03		0,018	0,018		<0,01	<0,01		<0,001	<0,001		0,012	0,011	
PO-04-1	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0,011	0,027	0,029	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,005	0,01	0,015
PO-04-2	<0,001	<0,001		<0,03	<0,03		0,01	0,025		<0,01	<0,01		<0,001	<0,001		<0,005	0,011	
PO-08-01C	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0,022	0,026	0,026	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	0,023	0,008	0,006
PO-09-05C	<0,001	<0,001	<0,001	<0,03	<0,03	<0,03	0,19	0,39	0,33	<0,01	<0,01	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,005	0,01	<0,005

* = valeurs exprimées en mg/L

	Cadmium (Cd)	Chrome (Cr)	Manganèse (Mn)	Nickel (Ni)	Plomb (Pb)	Zinc (Zn)
Moyenne	<0,001 mg/L	<0,030 mg/L	0,413 mg/L	<0,010 mg/L	<0,001 mg/L	0,009 mg/L
Nombre	26	26	6*	26	26	26
Norme **	0,005 mg/L	0,05 mg/L	0,05 mg/L	0,02 mg/L	0,01 mg/L	5,0 mg/L
Norme ***	0,002 mg/L	---	---	0,260 mg/L	0,034 mg/L	0,067 mg/L

* Nombre de valeurs qui dépassent les normes et leurs moyennes

** Valeurs limites en provenance du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (REIMR)

*** Valeurs limites pour les eaux souterraines (MDDEFP, 2002)